



DEPARTAMENTO DE ZOOLOGÍA Y ANTROPOLOGÍA FÍSICA

FACULTAD DE BIOLOGÍA

UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

PREDICCIÓN DE PLAGAS DE GASTERÓPODOS TERRESTRES EN GALICIA

**Memoria que, para optar al grado de
Doctora en Biología, presenta:
MARÍA CÓRDOBA OTERO**

Santiago de Compostela, junio de 2009

JAVIER IGLESIAS PIÑEIRO Y JOSÉ CASTILLEJO MURILLO PROFESORES
TITULARES DEL DEPARTAMENTO DE ZOOLOGÍA Y ANTROPOLOGÍA
FÍSICA DE LA UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA,

CERTIFICAN:

Que la presente memoria titulada “PREDICCIÓN DE PLAGAS DE GASTERÓPODOS TERRESTRES EN GALICIA”, que para optar al grado de doctora en Biología presenta Dña. MARÍA CÓRDOBA OTERO, ha sido realizada bajo nuestra dirección en el Departamento de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Santiago de Compostela. Y considerando que representa trabajo de Tesis, autorizamos su presentación a fin de que pueda ser juzgada por el Tribunal correspondiente.

Y para que así conste, firmamos el presente certificado en Santiago de Compostela a 5 de junio de 2009

Fdo.: Javier Iglesias Piñeiro

Fdo.: José Castillejo Murillo

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, darle las gracias a mis directores Javier Iglesias Piñeiro y José Castillejo Murillo por confiar en mí y darme la oportunidad de realizar esta tesis doctoral, por todo lo que me enseñaron y me ayudaron a lo largo de estos años, por su paciencia y también porque pasamos muy buenos momentos juntos, especialmente durante los muestreos.

Mi mayor gratitud es para mis padres, porque gracias a ellos pude realizar este trabajo y espero que se sientan orgullosos.

A mis compañeros y amigos de la facultad por animarme a seguir con mi formación y aprovechar la oportunidad de realizar una tesis doctoral, en especial, a mis amigas Divi y Elena.

A mí amiga Rut con la que comencé este trabajo de investigación, por todo lo que me ayudó y por estar siempre tan cerca.

Al resto de mis compañeros del equipo de investigación, en especial a mi amigo Chapu, por la cantidad de horas de trabajo tan agradables que pasamos juntos y a mi amiga Paula por escucharme y ayudarme en la realización de este trabajo.

También quiero dar las gracias a todos los alumnos de la asignatura de *Invertebrados no artrópodos* por su colaboración en los muestreos de campo.

Mi cordial gratitud a todos los propietarios de las parcelas por permitirnos colocar las trampas y realizar los muestreos durante dos años.

A los miembros del laboratorio Agrario y Fitopatológico de Galicia por realizar los análisis de las muestras de suelos recogidas en cada una de las parcelas de estudio.

A Pablo Rey Mayo y Aurelio Rodríguez López del Centro de Supercomputación de Galicia (CESGA).

A Natalia Castejón, de la Asociación Empresarial para la Protección de las Plantas (AEPLA).

Mis agradecimientos a Mabel y Tino del Departamento de Botánica por ayudarme en la identificación de las plantas presentes en las parcelas, en especial a Martín y a Dani, por su enorme amabilidad y sus consejos en la realización de este trabajo.

No podía faltar un agradecimiento especial a todos mis compañeros del Departamento de Zoología y Antropología física. Para mis queridos amigos Isra y Mariajo no me llegan las palabras para agradecer todo lo que hicieron por mí durante este tiempo, por sus consejos, por escucharme y hacerme ver las cosas de una forma más positiva y sobre todo por los buenos momentos que pasamos. Y a Eva y Marquiños por su ayuda informática, por sus consejos y por hacerme el día a día mucho más agradable, especialmente en la etapa final de la realización de esta tesis.

A mis compañeros de piso, porque sin duda estuvieron al tanto de todo en el progreso de este trabajo, en especial a mi queridísima amiga Poto, por todos sus ánimos y por hacerme ver las cosas de una forma diferente. Y estos últimos meses a Vicen y a Suso porque a pesar de aguantar mis cambios de humor y mis broncas siempre me alegraban el día.

A mi prima Cris, a mis hermanos y al resto de mi familia por estar siempre pendientes de mí y de mi futuro.

Y por último y no menos importante, mi más sincero agradecimiento a mis amigas, porque tengo mucha suerte de tenerlas cerca y contar con ellas para todo.

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto de investigación “Predicción de plagas de gasterópodos terrestres” (AGL2004-05899, Plan Nacional de Investigación Científica, Desarrollo e Innovación Tecnológica (I+D+I) 2004-2007, Programa Nacional de Recursos y Tecnologías Agroalimentarias).

A mis padres

ÍNDICE

1.- INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS GENERALES.....	1
2.- MATERIALES Y MÉTODOS.....	15
2.1.- Descripción de las zonas de estudio.....	17
2.1.1.- Zona de Monforte.....	18
2.1.2.- Zona de Abadín.....	22
2.1.3.- Zona de Cambados.....	27
2.1.4.- Zona de Santa Comba.....	32
2.2.- Muestreos.....	37
2.2.1.- Trampas.....	37
2.2.2.- Muestras de suelo.....	42
2.2.3.- Determinación del número mínimo de muestras.....	45
2.2.4.- Registro de variables meteorológicas.....	50
3.- CARACTERIZACIÓN DE LAS COMUNIDADES.....	53
3.1.- Introducción y objetivos.....	55
3.2.- Tratamiento y análisis de datos.....	58
3.3.- Resultados.....	63
3.3.1.- Composición específica y abundancia.....	63
3.3.2.- Diversidad.....	68
3.3.3.- Estudio del efecto ecotono.....	72
3.4.- Discusión y conclusiones.....	75
4.- CARACTERIZACIÓN DE LOS MÉTODOS DE MUESTREO.....	81
4.1.- Introducción y objetivos.....	83
4.2.- Tratamiento y análisis de datos.....	87
4.3.- Resultados.....	90
4.3.1.- Efecto de la duración del proceso de extracción sobre el número de capturas en muestras de suelo.....	90
4.3.2.- Efecto de la perturbación sobre el número de capturas en muestras de suelo.....	93
4.3.3.- Efecto de la presencia de encharcamiento, roedores y hormigas sobre el número de capturas en trampas.....	96
4.3.4.- Efecto de la permanencia sobre el número de capturas en trampas.....	101

4.3.5.- Capturas por unidad de muestra en trampas y en suelos.....	105
<i>Deroceras reticulatum</i>	105
Localidad de Monforte.....	108
Localidad de Abadín.....	112
Localidad de Cambados.....	116
Localidad de Santa Comba.....	120
<i>Deroceras laeve</i>	124
Localidad de Monforte.....	124
<i>Deroceras panormitanum</i>	129
Localidad de Cambados.....	132
Localidad de Santa Comba.....	136
<i>Arion intermedius</i>	141
Localidad de Monforte.....	145
Localidad de Abadín.....	153
Localidad de Cambados.....	161
Localidad de Santa Comba.....	169
4.3.6.- Estudio de la relación entre el tamaño de las babosas y su abundancia en trampas y en muestras de suelo.....	177
4.4.- Discusión y conclusiones.....	191
 5.- VARIACIÓN TEMPORAL DE LA ABUNDANCIA Y ESTRUCTURA DE POBLACIÓN DE LAS PRINCIPALES ESPECIES.....	205
5.1.- Introducción y objetivos.....	207
5.2.- Tratamiento y análisis de datos.....	207
5.3.- Resultados.....	208
5.3.1.- Zona de Monforte.....	208
<i>Deroceras reticulatum</i>	210
<i>Deroceras laeve</i>	212
<i>Arion intermedius</i>	214
5.3.2.- Zona de Abadín.....	216
<i>Deroceras reticulatum</i>	218
<i>Arion intermedius</i>	220
5.3.3.- Zona de Cambados.....	222
<i>Deroceras reticulatum</i>	224
<i>Deroceras panormitanum</i>	226
<i>Arion intermedius</i>	228

5.3.4.- Zona de Santa Comba.....	230
<i>Deroceras reticulatum</i>	232
<i>Deroceras panormitanum</i>	234
<i>Arion intermedius</i>	236
5.3.5.- Análisis por especies.....	238
<i>Deroceras reticulatum</i>	238
<i>Deroceras panormitanum</i>	239
<i>Arion intermedius</i>	240
5.4.- Discusión y conclusiones.....	241
6.- ESTUDIO DE LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL.....	247
6.1.- Introducción y objetivos.....	249
6.2.- Tratamiento y análisis de datos.....	252
6.3.- Resultados.....	259
6.3.1.- Análisis de la distribución espacial.....	259
6.3.1.1.- <i>Deroceras reticulatum</i>	259
6.3.1.2.- <i>Deroceras laeve</i>	277
6.3.1.3.- <i>Deroceras panormitanum</i>	285
6.3.1.4.- <i>Arion intermedius</i>	294
6.3.1.5.- Puestas de huevos.....	301
6.3.2.- Análisis de relaciones espaciales.....	314
6.3.2.1.- Localidad de Monforte.....	314
6.3.2.2.- Localidad de Santa Comba.....	320
6.4.- Discusión y conclusiones.....	327
7.- MODELOS ESTADÍSTICOS DE PREDICCIÓN DE ABUNDANCIA Y DE ACTIVIDAD.....	337
7.1.- Introducción y objetivos.....	339
7.2.- Tratamiento y análisis de datos.....	341
7.3.- Resultados.....	346
7.3.1.- Modelos de predicción de abundancia.....	346
7.3.1.1.- Cuantificación de la abundancia.....	346
7.3.1.2.- Modelos de predicción de abundancia.....	347
7.3.2.- Modelos de predicción de actividad.....	369
7.3.2.1.- Cuantificación de la actividad.....	369
7.3.2.2.- Relación entre la actividad y la abundancia.....	375
7.3.2.3.- Modelos de predicción de actividad de <i>D. reticulatum</i>	380

7.3.3.- Ejemplo de aplicación de los modelos obtenidos.....	405
7.4.- Discusión y conclusiones.....	407
8.- RESUMEN Y CONCLUSIONES GENERALES.....	417
9.- BIBLIOGRAFÍA	431

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS GENERALES



Con aproximadamente 35.000 especies actuales, los gasterópodos pueden considerarse uno de los grupos de mayor éxito y diversidad en los ecosistemas terrestres (Barker, 2001). En las comunidades naturales, los gasterópodos terrestres actúan principalmente como consumidores primarios, aunque generalmente se considera que su importancia cuantitativa en este sentido, es pequeña (Curry, 1994). Lutman (1978) estimó que el consumo de vegetación por parte de los gasterópodos representa sólo el 1,4% de la producción primaria anual en praderas de montaña. Sin embargo, la fuerte presión selectiva que ejercen sobre las plantas afecta profundamente a la morfología, fenología y sistemas defensivos de las especies vegetales de las que se alimentan (Rathcke, 1985), así como a la producción, composición y diversidad de las comunidades vegetales (Dirzo y Harper, 1982; Cottam, 1986; Oliveira Silva, 1992; Speiser, 2001). Además, los gasterópodos terrestres contribuyen física y químicamente al reciclaje de la materia orgánica (Mason, 1974; Chatfield, 1976; Jennings y Barkham, 1976, 1979; Richter, 1979; Curry, 1994; Theenhaus y Scheu, 1996), aunque los pocos estudios cuantitativos que existen a este respecto indican que también en este caso su contribución debe de ser pequeña. Mason (1974) estimó que los caracoles consumen sólo el 0,72% de la producción anual de restos vegetales en un bosque caducifolio, y Jennings y Barkham (1976, 1979) estimaron que ese consumo era del 1,54% en el caso de la babosa *Arion ater* (Linnaeus, 1758). También se ha señalado que sus heces y moco pueden contribuir a la estructuración de las partículas del suelo (Newell, 1967).

Babosas y caracoles sirven de alimento a numerosas especies de animales, invertebrados y vertebrados. Entre los invertebrados, sus principales depredadores son los insectos, especialmente coleópteros pertenecientes a las familias Carabidae, Staphylinidae y Lampyridae (South, 1992). Entre los dípteros, las larvas de las familias Phoridae y Sciomyzidae son depredadores o parásitos de babosas y caracoles, y existen citas de larvas de 29 familias de dípteros que se alimentan de los cadáveres de gasterópodos terrestres (Kühlhorn, 1986). Quilópodos de los géneros *Scolopendra* y *Lithobius* también han sido citados como depredadores de caracoles y babosas (Chevallier, 1992). Unas pocas especies de ácaros, de platelmintos, y de gasterópodos terrestres carnívoros, completan la lista de invertebrados que se alimentan de moluscos terrestres, como parásitos o como depredadores (South, 1992).

Con respecto a los vertebrados, numerosas especies de aves, anfibios, reptiles y mamíferos, consumen caracoles y babosas, aunque son sólo unas pocas especies



las que lo hacen de forma frecuente. Entre las aves, los mirlos y zorzaes (*Turdus* spp.), así como los estorninos (*Sturnus* spp.), son consumidores habituales de caracoles y babosas, si bien la contribución de los moluscos a la dieta de estas aves es cuantitativamente poco importante (Runham y Hunter, 1970; Barker, 1991). Algunas especies de sapos, ranas y salamandras, entre los anfibios, y el lución *Anguis fragilis* L., entre los reptiles, depredan sobre los gasterópodos terrestres de forma habitual (Runham y Hunter, 1970; Barker, 1991; South, 1992). Entre los mamíferos, erizos, topos, musarañas, ratas y tejones consumen gasterópodos terrestres con frecuencia (South, 1992). En relación con su papel de presas de otros animales, se ha señalado que los gasterópodos pueden contribuir significativamente a la transferencia de contaminantes a lo largo de las cadenas tróficas (Carter, 1983; Martin y Coughtrey, 1976; Reichardt, Raboud, Burla y Baur, 1985).

Los gasterópodos terrestres han estado siempre estrechamente relacionados con el ser humano, no sólo por haberlos utilizado como alimento desde la prehistoria, sino también por aspectos relacionados con la religión, la cultura o la economía (Godan, 1999). El consumo de gasterópodos terrestres por parte del hombre se ha centrado casi exclusivamente en los caracoles, mientras que las referencias existentes al consumo de babosas son anecdóticas y suelen estar relacionadas con la medicina popular (South, 1992; Godan, 1999). En la actualidad, la cría de caracoles con fines comerciales (helicultura, achatinicultura) es una práctica extendida por numerosos países de todo el mundo, debido a la gran demanda existente, sobre todo, en Europa y en Norteamérica (Iglesias y Castillejo, 1997).

La capacidad que presentan caracoles y babosas para almacenar contaminantes en sus tejidos hace que resulten excelentes bioindicadores de contaminación, en especial para metales pesados (Martin y Coughtrey, 1982; Dallinger, Triebskorn-Köhler y Köhler, 2001). Además, los gasterópodos terrestres son frecuentemente utilizados como animales de laboratorio, y se emplean como modelos en estudios de neurofisiología, fisiología del aparato circulatorio, ecología del comportamiento o genética de poblaciones (Godan, 1999; Barker, 2001).

Como aspectos negativos, los gasterópodos terrestres causan daños a las plantas cultivadas por el hombre, actúan como vectores de transmisión de agentes patógenos de los cultivos (virus, hongos) y como hospedadores intermediarios de parásitos (trematodos, cestodos, nematodos) que afectan a especies animales domésticas, silvestres, y al propio hombre. Por ejemplo, se ha señalado a caracoles



como responsables de la transmisión del patógeno *Phytophthora citricola* en cultivos de aguacate (El-Hamalawi y Menge, 1996), y a babosas como responsables de la dispersión de *Sclerotinia trifoliorum*, que infecta al trébol blanco (Barker, 2002). También se ha demostrado que babosas y caracoles, cuyas heces contaminan frecuentemente vegetales que son consumidos en fresco, actúan como vectores de *Escherichia coli*, habiéndose encontrado bacterias en sus heces que permanecían viables hasta 3 semanas (Sproston, Macrae, Ogden, Wilson y Strachan, 2006).

Numerosas especies de gasterópodos terrestres son consideradas como plagas debido a que ocasionan graves daños a las plantas cultivadas por el hombre. Los daños causados por los gasterópodos pueden afectar a una amplia variedad de especies y sectores, desde los grandes cultivos de cereales, hasta los jardines públicos y privados, pasando por la horticultura, floricultura, silvicultura, fruticultura, pastizales y cultivos comerciales de plantas ornamentales, aromáticas y medicinales (Speiser, 2002).

A escala mundial, los perjuicios económicos causados por los gasterópodos terrestres son sin duda de menor importancia que los causados por los insectos, ácaros o nematodos, pero en determinadas zonas geográficas y cultivos son responsables de daños muy cuantiosos. Mientras que algunos caracoles terrestres pueden alcanzar el estatus de plaga incluso en regiones relativamente áridas, las babosas resultan especialmente problemáticas en climas templados y lluviosos, pero aún en este caso, la magnitud de los daños causados por las babosas a los cultivos varía mucho a escala regional y de un año a otro (Port y Port, 1986). Muchos especialistas coinciden en señalar que los daños ocasionados por los gasterópodos se han incrementado de forma muy significativa en las últimas 2 ó 3 décadas, debido a la conjunción de una serie de factores como la simplificación de las técnicas de cultivo (reducción del laboreo, siembra directa), la reducción de las poblaciones de insectos depredadores por el uso de insecticidas, o la utilización de nuevas variedades de cultivo más susceptibles al ataque de los gasterópodos (Hommay, 1995, 2002; Godan, 1999; Speiser, 2002). Por otro lado, la elevación de los estándares de calidad exigidos por los consumidores hace que la tolerancia del mercado a productos dañados sea cada vez menor, lo que se traduce en una intensificación de las medidas de control de plagas.

Los daños causados por los gasterópodos a los diferentes cultivos están asociados, según los casos, a uno o a varios de los siguientes aspectos:



- Reducción del volumen de las cosechas debido al consumo de las semillas, plántulas, raíces o partes aéreas de las plantas adultas.
- Pérdida de calidad de los productos cosechados por la disminución de su tamaño o vigor.
- Pérdida de calidad debida a "daños cosméticos"¹ (daños muy pequeños desde el punto de vista cuantitativo, pero que afectan a la apariencia de los productos cosechados).

En cualquiera de los casos, lo que se ve afectado, en último término, es el valor económico de la cosecha. Los denominados daños cosméticos adquieren especial relevancia en los sectores de la horticultura y de las plantas ornamentales. En éstos, la apariencia externa del producto final tiene una gran importancia para el consumidor, de forma que cualquier pequeño daño o malformación, o la presencia en el producto de las propios animales, sus heces, moco o huevos, puede acarrear la pérdida de todo o gran parte de su valor económico (Port y Ester, 2002).

En el caso de las monocotiledóneas (cereales y gramíneas de forraje), los daños más importantes que ocasionan los gasterópodos se deben a la destrucción de las semillas después de la siembra y a la destrucción de las jóvenes plántulas, lo que conlleva una reducción del número de plantas (Port y Port, 1986). Las plantas adultas soportan bien un elevado grado de daño en forma de reducción de la superficie foliar, por lo que el ataque en fases avanzadas del cultivo se considera menos grave. Con todo, los daños ocasionados a las hojas de las plantas adultas de trigo y maíz causan un retardo del crecimiento y una reducción de la producción de grano (Kemp y Newell, 1987; Hommay, 1995).

¹ Utilizamos la traducción literal de los vocablos ingleses "cosmetic damage", aunque las acepciones de "cosmético" según el Diccionario de la Lengua Española, no son las mismas que en Inglés.



Deroceras reticulatum (Müller, 1774) alimentándose de una plántula de lechuga.



Cepaea nemoralis (Linnaeus, 1758) alimentándose de hojas de una planta de pimiento.



En Francia, principal productor de maíz de la UE, el 12,5% de toda la superficie dedicada a este cultivo es tratada con molusquicidas todos los años (Hommay, 2002). En Gran Bretaña se ha estimado que, por término medio, los gasterópodos ocasionan una reducción del 2% anual en la cosecha de trigo (Glen y Moens, 2002). Garthwaite y Thomas (1996) señalan que el consumo de molusquicidas en Gran Bretaña se multiplicó por un factor de 67 entre principios de los años 70 y el año 1995.

Los grandes cultivos de dicotiledóneas, como la colza, girasol, soja y remolacha, también sufren frecuentemente el ataque de los gasterópodos. Al igual que en el caso de las gramíneas, los daños que ocasionan a las semillas y plántulas pueden ser motivo de una gran reducción del número de plantas producidas. Los gasterópodos están consideradas como la plaga más importante de los cultivos de girasol en Francia, en donde el 53% de la superficie dedicada a su cultivo es tratada de forma habitual con molusquicidas (Hommay, 2002). D'Aguilar y Pacquetian (1963) (citados por Hommay, 2002) señalan que los gasterópodos causaron una reducción del 50% en la cosecha francesa de girasol en el año 1962. En Gran Bretaña, la superficie dedicada al cultivo de colza que fue tratada con molusquicidas se incrementó del 6% al 58% entre 1977 y 1996 (Moens y Glen, 2002).

Con respecto a los cultivos hortícolas, los más afectados por los gasterópodos son sin duda las brasicáceas (coles blancas y rojas, repollos, coles de Bruselas, grelos, col china, coliflor, brécol, etc.), pero también otros como las lechugas, zanahorias, espárragos, pimientos, apio, fresas, etc., sufren frecuentemente el ataque de estos moluscos (Port y Ester, 2002). En comparación con las grandes extensiones dedicadas al cultivo de cereales, colza, remolacha, etc., en los terrenos dedicados a la horticultura existe un menor grado de perturbación del suelo y una mayor diversidad de hábitats y especies vegetales, que favorecen a las poblaciones de gasterópodos. Además, la tolerancia que presentan los cultivos hortícolas a los daños ocasionados por los gasterópodos es, en general, muy baja, debido a la gran importancia que tiene el componente cosmético (Port y Ester, 2002). Un claro ejemplo es el representado por las coles de Bruselas. Se ha estimado que una única babosa (*D. reticulatum*) daña entre 4 y 8 coles por noche, y que, aún aplicando molusquicidas, entre el 60% y el 80% de las coles cosechadas presentan habitualmente algún daño (Godan, 1973). Sin embargo, para ser considerada de primera calidad, una partida de coles de Bruselas no puede presentar más de un 5% de coles dañadas, aún cuando el daño sea meramente superficial. En el caso de las coles, repollos y lechugas, las babosas no sólo ocasionan daños a las hojas más externas, que han de ser eliminadas antes de su comercialización, sino que además se refugian en su interior y dañan a las hojas



más internas. Se ha constatado que incluso en las cámaras de conservación, a temperaturas de entre 1 y 5°C, las babosas refugiadas en el interior de estas hortalizas continúan alimentándose de ellas (Port y Ester, 2002).

El impacto que causan los gasterópodos en sistemas de praderas es menos conocido, aunque son ambientes que albergan por lo general comunidades abundantes y diversas (Barker, 2002). A este respecto, se ha señalado que la depredación selectiva que ejercen los gasterópodos sobre las semillas y plántulas de la vegetación pratense interfiere con el proceso natural de regeneración de las praderas, y que su efecto más importante se produce a través del consumo preferencial de leguminosas como *Trifolium* spp., *Lotus* spp., o *Medicago* spp., cuyo papel en la productividad de la pradera es doble: por un lado, contribuyen directamente a la nutrición del ganado debido a que su contenido proteico y su digestibilidad son superiores a los de las gramíneas y, por otro lado, realizan una contribución indirecta de suma importancia a la productividad primaria de todo el sistema, debido a su papel en la fijación del nitrógeno, que es el elemento más limitante de la productividad de las praderas (Barker, 2002).

Barker, Addison y Pottinger (1985), y Barker y Addison (1992) demostraron que poblaciones de la babosa *D. reticulatum* de entre 20 y 80 individuos m² producen una reducción significativa de la superficie foliar de *Trifolium repens* en praderas de Nueva Zelanda, y observaron que el tratamiento regular con molusquicidas y la subsiguiente reducción del número de gasterópodos se traduce en un incremento de la cobertura de *T. repens* de hasta un 40%. Por su parte, Baker (1989), observó que la presencia de poblaciones del caracol *Theba pisana* podía reducir hasta en un 23% la producción primaria en praderas del sur de Australia, siendo de hasta un 75% la reducción en la producción de *Trifolium* spp; en esta región, las pérdidas de producción ocasionadas por los gasterópodos en praderas permanentes se han estimado en una cantidad de vegetación por hectárea, equivalente a la consumida por 0.5-2.5 ovejas, cuando la carga ganadera estándar de la región es de 10 ovejas por hectárea.

La información existente en España sobre los perjuicios causados por los gasterópodos terrestres en las diferentes actividades agrícolas es escasa (Castillejo, 1996; Castillejo, Seijas y Villoch, 1996). Históricamente, la primera referencia a estos animales como causantes de daños en la agricultura española parece deberse a Seoane (1866), quien señalaba a *Limax agrestis* (probablemente se tratara de *D. reticulatum*) y *Helix aloensis* (probablemente *Cantareus aspersus* (Müller, 1774)) como



plagas de los jardines y huertas de Galicia. Aunque el Ministerio de Agricultura ha tratado ocasionalmente el tema en algunas de sus publicaciones (Pérez *et al.*, 1973; Rivero, 1990), los gasterópodos terrestres sólo en años recientes empezaron a ser tenidos en consideración como una plaga agrícola, como demuestra el volumen de negocio que genera el consumo de molusquicidas: en los últimos años, en España se consumieron como media 3.880 toneladas anuales de molusquicidas, con un valor económico medio de 8,5 millones de euros al año; en Galicia el consumo medio fue de 183 toneladas anuales de molusquicidas, con un valor económico medio de 0,8 millones de euros al año (lo que representa un 5% del volumen de consumo de productos molusquicidas y un 9,5% del volumen de negocio) (FIGURA 1.1). Al igual que en otros países europeos, la mayor parte de ese consumo corresponde a jardines o pequeñas huertas privadas, más que a tratamientos aplicados en explotaciones agrícolas comerciales (Garthwaite y Thomas, 1996; Speiser y Kistler, 2002; Port y Ester, 2002).

El control de plagas de gasterópodos terrestres se realiza, de forma casi exclusiva, por medio de la aplicación de cebos (“pellets”) que contienen entre un 2% y un 8% de metaldehído o de carbamatos (Godan, 1983, 1999; South, 1992; Garthwaite y Thomas, 1996; Bailey, 2002; Speiser, 2002). El principal productor mundial de metaldehído es la empresa suiza Lonza. El carbamato más utilizado en el control de plagas de gasterópodos terrestres es el metiocarbamato, cuya licencia de fabricación es propiedad de la empresa alemana Bayer. Ambos compuestos muestran una eficacia similar en lo que se refiere a su capacidad para reducir los daños causados por los gasterópodos a las plantas (Bailey, 2002), y también ambos presentan efectos negativos sobre las poblaciones de otros grupos de animales (South, 1992; Bailey, 2002). Buchs, Heimbach y Czarnecki (1989) han señalado la existencia de efectos negativos de los cebos molusquicidas con metaldehído sobre las poblaciones de algunos carábidos, y Bieri, Schweizer, Christensen y Daniel (1989) han documentado una reducción de la abundancia de carábidos y estafilínidos tras la aplicación de cebos molusquicidas con metiocarbamato en praderas. Aunque en la actualidad todos los cebos molusquicidas incorporan pigmentos (generalmente azules) y otras sustancias para reducir el riesgo de ingestión por parte de mamíferos y aves, son frecuentes los casos de envenenamiento de animales domésticos debido al consumo de cebos molusquicidas (Bailey, 2002). A finales de los años 80, los cebos molusquicidas con carbamatos fueron prohibidos en muchos estados de Norteamérica, debido a la elevada frecuencia de casos de envenenamiento de aves que se registraron (Sakovich, 1996). Tarrant y Westlake (1988) señalan que la utilización de cebos molusquicidas con metiocarbamato supone una seria amenaza para las poblaciones



del ratón de campo, *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758). Keymer, Gibson y Reynolds (1991) registraron elevadas concentraciones de acetaldehído (resultante de la despolimerización del metaldehído en el tubo digestivo) en erizos (*Erinaceus europaeus* (Linnaeus, 1758)) encontrados muertos en el campo, y Gemmeke (1997) observó síntomas de envenenamiento y casos de fallecimiento, en erizos alimentados con babosas que habían ingerido cebos con metiocarbamato.

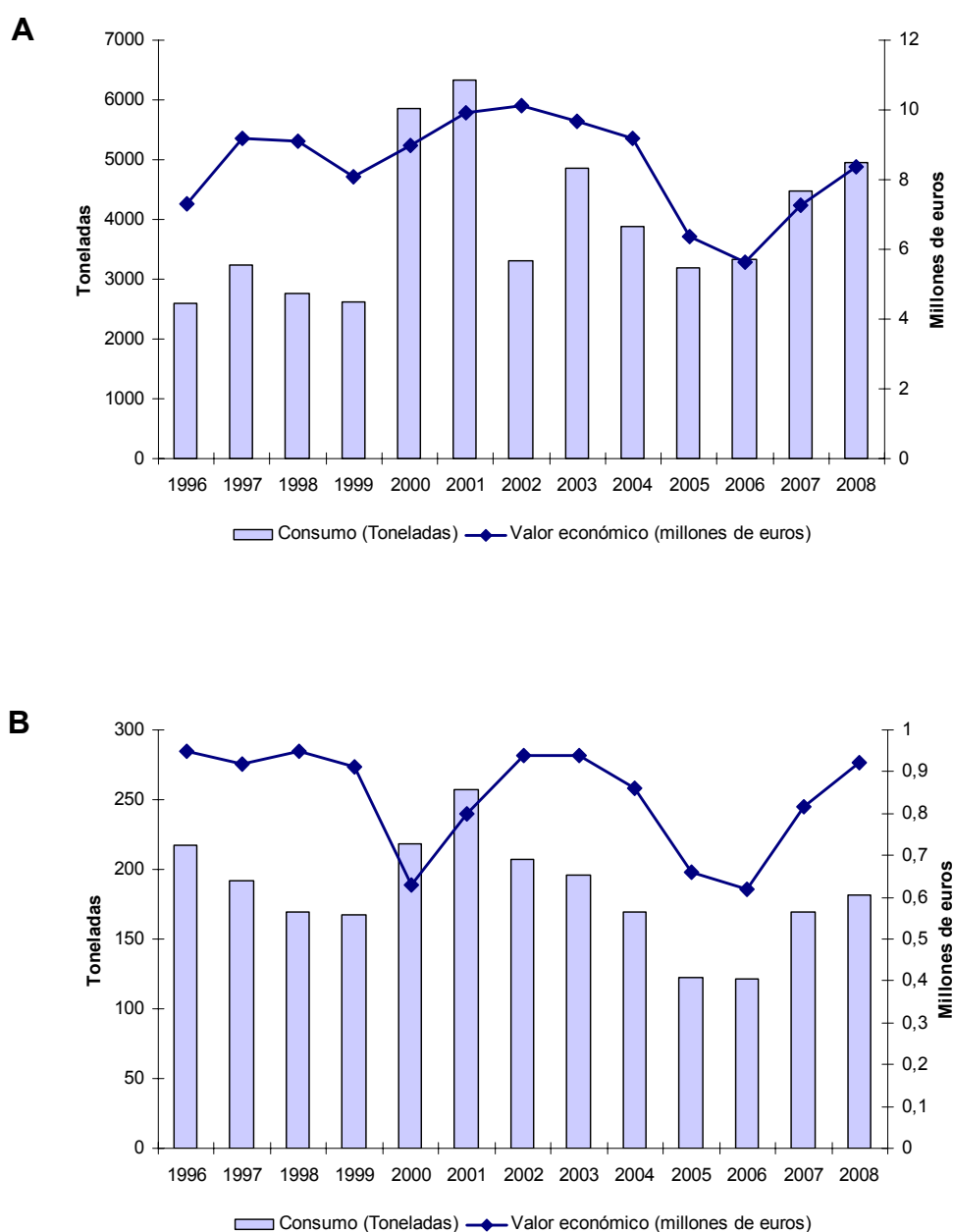


FIGURA 1.1: Consumo de productos molusquicidas en (A) España y (B) Galicia durante el período 1996-2008 (datos suministrados por la Asociación Empresarial para la Protección de las Plantas (AEPLA)).



En los últimos años ha aparecido en el mercado un nuevo molusquicida químico, bajo el nombre comercial de Ferramol[®], fabricado por la empresa alemana Neudorff GMBH. Este producto se presenta también en forma de cebos y contiene fosfato de hierro como ingrediente activo. Los ensayos realizados hasta la actualidad para comprobar su eficacia (Iglesias y Speiser 2001; Speiser y Kistler, 2002) indican que ésta es equiparable a la de los molusquicidas químicos clásicos, metaldehído y metiocarbamato. Sin embargo, a diferencia de éstos, que son totalmente sintéticos, el fosfato de hierro aparece de forma natural formando parte de varios minerales, especialmente la strengita ($\text{Fe}^{\text{III}}\text{PO}_4 \cdot 2(\text{H}_2\text{O})$ ortorrómbico) y metastrengita ($\text{Fe}^{\text{III}}\text{PO}_4 \cdot 2(\text{H}_2\text{O})$ monocíclico) (Roberts, Campbell y Rapp, 1990; Clark, 1993), y es un compuesto con una toxicidad muy baja (EPA, 1998).

La falta de medios de control de plagas de gasterópodos cuya utilización esté autorizada en la agricultura biológica hace que estos animales hayan sido considerados como los más dañinos para los cultivos biológicos por numerosas asociaciones profesionales de Gran Bretaña y Suiza (Peacock y Norton, 1990; Kesper y Imhof, 1998). El único agente de control biológico que se comercializa en la actualidad para el control de plagas de babosas es el nematodo *Phasmarhabditis hermaphrodita* (Schneider, 1859), lanzado al mercado por primera vez en Gran Bretaña en 1994. Numerosos ensayos de campo realizados en una amplia variedad de cultivos y de países europeos han puesto de manifiesto que *P. hermaphrodita* es capaz de reducir los daños ocasionados por las babosas a las plantas (Wilson, Glen y George, 1993; Wilson, Glen, Hughes, Pearce y Rodgers, 1994a; Wilson, Glen, George, Pearce y Wiltshire, 1994b; Wilson, Glen, Wiltshire y George, 1994c; Wilson, Glen, George y Hughes, 1995; Wilson, Hughes y Glen, 1995; Ester & Geelen, 1996; Glen, Wilson, Hughes, Cargeeg y Hajjar, 1996; Iglesias, Castillejo & Castro, 2001ab). Su eficacia frente a la especie *D. reticulatum* está fuera de toda duda (Glen, Wilson, Brain y Stroud, 2000), pero existen indicios de que su eficacia contra otras especies podría ser menor (Wilson *et al.*, 1995a; Coupland, 1995; Glen *et al.*, 1996; Speiser y Andermatt, 1996; Speiser, Zaller y Neudecker, 2001; Iglesias y Speiser, 2001). La eficacia de los tratamientos con *P. hermaphrodita* está muy condicionada por la temperatura y la humedad del suelo, que afectan en gran medida a su supervivencia, pero presenta la ventaja de que las condiciones de temperatura y de humedad que son favorables para la actividad de las babosas lo son también para la supervivencia del nematodo, mientras que los molusquicidas químicos en forma de cebos ven muy mermada su eficacia en las condiciones de elevada humedad en las que los gasterópodos ocasionan la mayoría de los daños a las plantas (Glen *et al.*, 1996). No obstante, el elevado coste económico que suponen en la actualidad los tratamientos



de control de plagas con nematodos hace que su uso esté todavía muy restringido a cultivos de elevado valor como las plantas ornamentales y algunas hortalizas (Grunder, 2000).

La aplicación de molusquicidas representa sólo una medida de control a corto plazo, es decir, con ellos se consigue proteger temporalmente a las plantas de los daños que podrían causarles los gasterópodos. Sin embargo, no tienen un efecto significativo y duradero sobre las poblaciones de gasterópodos residentes en las zonas de cultivo, por lo que el riesgo de que produzcan daños es permanente (Hommay, 2002; Port y Ester, 2002). Ello se debe a que los molusquicidas aplicados afectan sólo a una parte de la población, y a que los huevos de los gasterópodos, que se encuentran en el suelo, no se ven afectados por los tratamientos molusquicidas convencionales, dando lugar a una rápida recuperación de las poblaciones (Glen, Wiltshire y Milson, 1988). Se ha estimado que los tratamientos molusquicidas a base de cebos con metaldehído o carbamatos matan a menos del 50% de la población de gasterópodos existente en el momento de la aplicación (Glen y Wiltshire, 1986; Wiltshire y Glen, 1989; Glen, Wiltshire y Butler, 1991). Por otro lado, es frecuente que la cantidad de cebo molusquicida ingerido por los gasterópodos en el campo tenga sólo un efecto subletal transitorio (Kemp y Newell, 1985; Wedgwood y Bailey, 1986; Briggs y Henderson, 1987; Bourne, Jones y Bowen, 1988), y se ha comprobado que la fecundidad de los individuos que experimentan ese tipo de envenenamiento subletal no se ve afectada, por lo que continúan poniendo huevos una vez que se recuperan (Kemp y Newell, 1985).

En los años 60 surge el concepto del control integrado de plagas (CIP) (Stern, Smith, van der Bosch y Hagen, 1959), que en la actualidad es parte integrante de otro concepto, más amplio, que es el del desarrollo sostenible. El control integrado de plagas implica la integración de los conocimientos provenientes de multitud de campos (biología, química, agronomía, climatología, economía, etc.) con el fin de desarrollar las estrategias de control más adecuadas desde el punto de vista económico, ambiental y de salud pública (Dent, 1991). Si bien es un sistema basado en la combinación de diferentes métodos con el fin de minimizar el uso de pesticidas químicos, no se descarta, *a priori*, la utilización de ningún tipo de agente de control (Coombs y Hall, 1998).

Metodológicamente, el control integrado de plagas puede describirse como un "proceso de toma de decisiones" es el que, sobre la base de toda la información relevante disponible, hay que decidir qué medidas tomar y en qué momento aplicarlas,



para que el control de la plaga resulte, además de eficaz, lo más rentable posible desde el punto de vista económico y lo menos agresivo que sea posible desde el punto de vista ambiental (Bechinski, Mahler y Homan, 2002).

En la actualidad, los programas de control integrado de numerosas especies de artrópodos y de hongos causantes de plagas en una gran variedad de cultivos, se basan en la utilización de sistemas de predicción (Dent, 1991; Frahm, Johnen y Volk, 1996). Prever en qué momento una plaga puede producir daños significativos en un cultivo es fundamental para poder tomar una decisión con respecto a la necesidad de aplicar pesticidas para protegerlo (Buhler, 1996). Por otro lado, dependiendo del modo de acción del pesticida, su eficacia puede estar condicionada por la fase del ciclo en la que se encuentren los organismos causante de la plaga o por su nivel de actividad (Bailey, 2002). En definitiva, se necesita disponer de criterios que permitan determinar tanto la necesidad y como la conveniencia de la aplicación de pesticidas.

El objetivo principal del presente trabajo era el de obtener unos modelos de predicción de abundancia y de actividad de gasterópodos terrestres que puedan ser utilizados como sistema de ayuda a la toma de decisiones con respecto a la necesidad y conveniencia de aplicar tratamientos molusquicidas. Para ello fue necesario realizar previamente una caracterización de las comunidades de gasterópodos presentes en las zonas de estudio, realizar un estudio detallado de las propiedades de los métodos de muestreo utilizados de manera habitual para el seguimiento de las poblaciones de estos animales, y conocer las variaciones que presentan las poblaciones a lo largo del tiempo en cuanto a su abundancia, estructura y distribución espacial.

2. MATERIALES Y MÉTODOS



2.1.- Descripción de las zonas de estudio

El trabajo de campo se realizó entre mayo de 2005 y mayo de 2007 en 4 parcelas localizadas en los términos municipales de Monforte de Lemos (provincia de Lugo), Abadín (provincia de Lugo), Cambados (provincia de Pontevedra) y Santa Comba (provincia de A Coruña). Cada una de las localidades se encuentra en una zona de Galicia con diferentes matices climáticos (FIGURA 2.1).

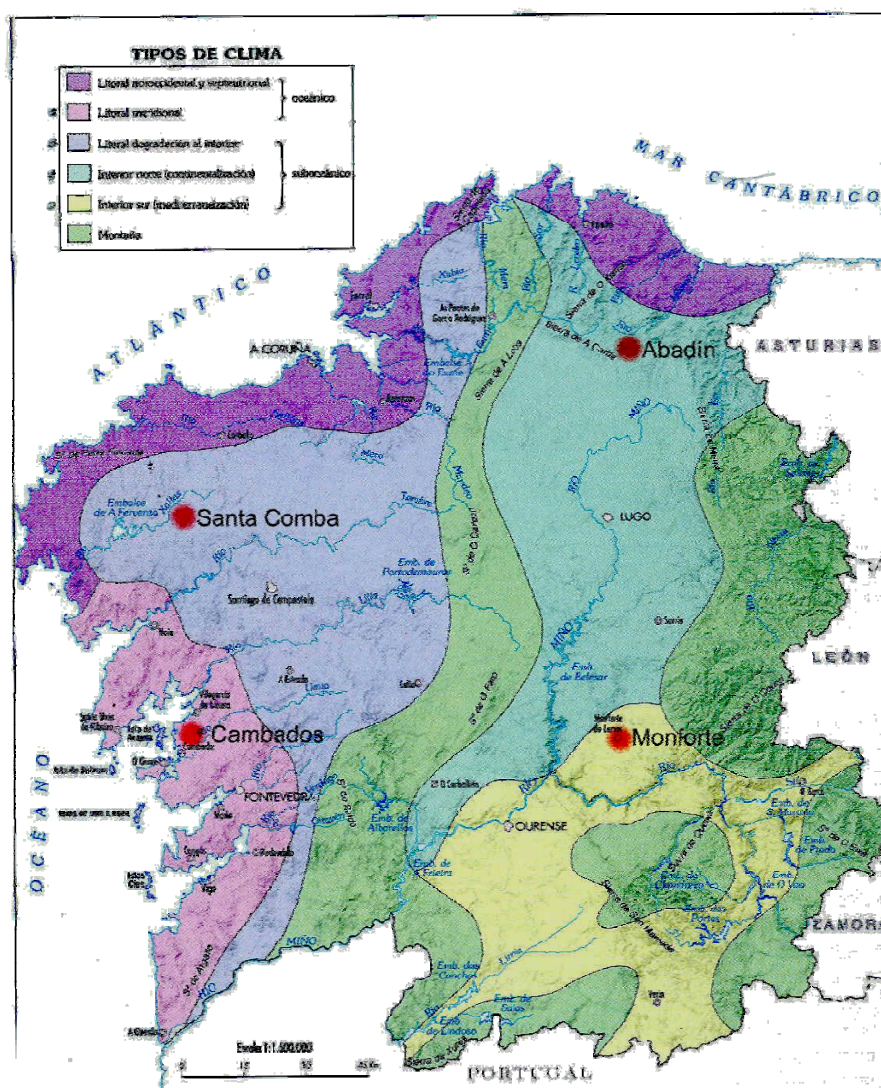


FIGURA 2.1: Localización geográfica de las 4 zonas de estudio y sus correspondientes tipos climáticos (FUENTE: de Uña, 2001).

Las cuatro parcelas en las que se realizó el estudio estaban dedicadas a algún tipo de producción agropecuaria: en Monforte, Abadín y Santa Comba se trataba de parcelas de prado mixto (de siega y de diente) que lindaban con pequeñas huertas; en



Cambados se trataba de una parcela ocupada por parras de vid e invernaderos (túneles de plástico) dedicados a la producción hortícola. La realización del presente estudio no alteró en modo alguno el manejo de ninguna de las cuatro parcelas, en las que las actividades desarrolladas habitualmente por sus propietarios (siega manual o con maquinaria, apacentamiento, poda, etc.) continuaron con normalidad.

2.1.1.- Zona de Monforte

En la zona de Monforte los muestreos se realizaron en una pradera (UTM29TPH2346; altitud 313 m) situada en el Centro de Formación y Experimentación Agraria de Monforte, perteneciente a la Consellería do Medio Rural de la Xunta de Galicia.



Parcela de estudio de la zona de Monforte

Desde el punto de vista de la biogeografía y la bioclimatología, la zona se encuadra dentro de la Región Mediterránea, Provincia Carpetano-Ibérico-Leonesa,



Sector Orensano-Sanabriense, Subsector Orensano, y del piso bioclimático mesomediterráneo (Rivas-Martínez, 1987; Izco, 2001).

La caracterización climática de la zona, según Carballeira, Devesa, Retuerto, Santillan y Ucieda (1983), es la que sigue:

- Clasificación de Thornwaite (tipos climáticos)
 - Húmedo I con déficit de agua moderado en verano
 - Mesotérmico I
- Clasificación de Allue (regiones fitoclimáticas)
 - Mediterránea subhúmeda de tendencia atlántica
- Clasificación de Papadakis (tipos climáticos)
 - Mediterráneo templado
- Índice anual de aridez de Martonne: $I_a = 34$

La FIGURA 2.2 muestra el diagrama climático de Gaussen correspondiente a la estación meteorológica de Monforte. En la TABLA 2.1 se presentan los valores de diferentes parámetros climáticos de la zona (Instituto Nacional de Meteorología, Centro Meteorológico Territorial de Galicia, período 1975-1990), los cuales determinan, en el contexto de Galicia, un clima de tipo suboceánico interior sur con tendencia a la mediterraneidad (de Uña, 2001).

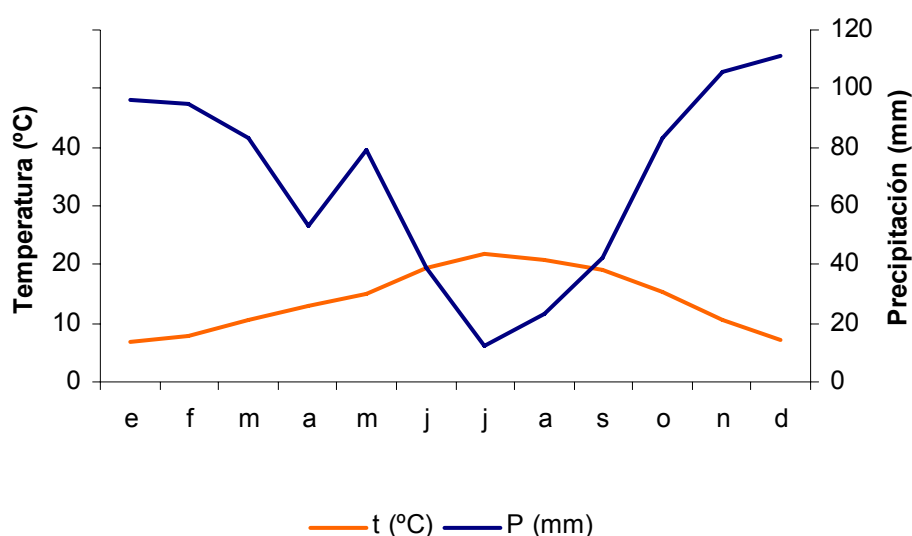


FIGURA 2.2: Diagrama climático de Gaussen correspondiente a la zona de Monforte (Carballeira *et al.*, 1983).



Índice de oceanidad	10-20
Índice de continentalidad	15-20
Coeficiente de variación de temperatura (%)	5-7
Coeficiente de variación de precipitación (%)	20-25
Insolación anual (nº de horas)	1800-2000
Isoterma anual (°C)	13-14
Isoterma de enero (°C)	6-7
Isoterma de agosto (°C)	20-21
Amplitud térmica anual (°C)	15-16
Temperatura media de las mínimas (°C)	5-6
Temperatura media de las máximas (°C)	19-20
Número de días de helada	150-200
Isoyeta anual (mm)	<1000
Isoyeta de verano (mm)	<100
Isoyeta de invierno (mm)	<400
Número de días de precipitación	120-130
Evapotranspiración anual (mm)	600-650
Déficit de precipitación anual (mm)	250-300

TABLA 2.1: Parámetros climáticos de la zona de Monforte (fuente: Instituto Nacional de Meteorología, Centro Meteorológico Territorial de Galicia, período 1975-1990; de Uña, 2001).

Desde el punto de vista geológico, la zona de Monforte se encuadra en un depósito detrítico de edad Cuaternaria, que ocupa el centro de una cuenca Terciaria (Loureiro y Matía, 2001). Los suelos característicos de esta zona son alisoles háplicos y regosoles úmbricos, con inclusiones de cambisoles húmicos (Macías y Calvo de Anta, 2001), que son suelos sobre materiales sedimentarios. Los resultados del análisis del suelo de la parcela de estudio utilizada en la localidad de Monforte se muestran en la TABLA 2.2.

En cuanto a la vegetación, la serie característica de la zona es la supra-mesomediterránea carpetana occidental, orensano-sanabriense y leonesa húmedo-hiperhúmeda silicícola de *Quercus pyrenaica* o roble melojo (Rivas-Martínez, 1987), algunos de cuyos bioindicadores se relacionan en la TABLA 2.3.



Determinaciones realizadas	Resultado
pH en agua a 20° C, extr. 1:2,5	5.23
Conductividad eléctrica, ext. 1:5 (dS/m a 25 ° C)	0.078
Carbono orgánico (Walkley-Black) (g/Kg MS 105° C)	40.5
Nitrógeno (orgánico+amoniaco) (Kjeldahl) (g/Kg MS 105° C)	3.40
Fósforo (P) (Olsen) (mg/Kg MS 105° C)	48
Elementos gruesos > 2,0 mm (g/100 g)	<5
Mat. orgánica (Walkley-Black) (g/Kg MS 105° C)	69.7
Potasio (K) ext. acetato amónico 1 N pH 7 (mg/Kg MS 105° C)	160
Potasio (K) ext. acetato amónico 1 N pH 7 (cmol+/Kg MS 105° C)	0.41
Calcio (Ca) ext. acetato amónico 1 N pH 7 (cmol+/Kg MS 105° C)	2.98
Magnesio (Mg) ext. acetato amónico 1 N pH 7 (cmol+/Kg MS 105° C)	0.75
Sodio (Na) ext. acetato amónico 1 N pH 7 (cmol+/Kg MS 105° C)	0.20
Acidez de cambio, ext. KCl 1 M (cmol+/Kg MS 105° C)	1.9
Capacidad de cambio efectiva (cmol+/Kg MS 105° C)	6.29
Saturación por acidez (g/100 g)	30.90
Relación C/N	11.93
Relación Ca/Mg (cmol+Kg ⁻¹ /cmol+Kg ⁻¹)	3.98
Relación K/Mg (cmol+Kg ⁻¹ /cmol+Kg ⁻¹)	0.55
Arena (2,0-0,05 mm) (g/100g MS 105° C)	30.3
Limo (0,05-0,002) (g/100g MS 105° C)	44.1
Arcilla (<0,002) (g/100g MS 105° C)	25.7
Clasificación textural (USDA)	Franca

TABLA 2.2: Resultados del análisis del suelo de la parcela de Monforte (Laboratorio Agrario e Fitopatológico de Galicia, 2007).

Etapa de bosque	<i>Quercus pyrenaica</i>
	<i>Holcus mollis</i>
	<i>Physospermum cornubiense</i>
	<i>Omphalodes nitida</i>
Etapa de matorral denso	<i>Cytisus striatus</i>
	<i>Cytisus scoparius</i>
	<i>Genista polygaliphylla</i>
	<i>Pteridium aquilinum</i>
Etapa de matorral degradado	<i>Erica aragonensis</i>
	<i>Genistella tridentata</i>
	<i>Halimium alyssoides</i>
	<i>Erica cinerea</i>
Etapa de pastizales	<i>Avenula sulfata</i>
	<i>Agrostis duriaei</i>
	<i>Sedum forsteranum</i>

TABLA 2.3: Bioindicadores de la serie de vegetación de los robledales de melojos, característica de la zona de Monforte (Rivas-Martínez, 1987).



La recogida e identificación de ejemplares de las plantas presentes en la parcela a lo largo del período de estudio dio como resultado la siguiente relación:

fam. Boraginaceae	fam. Leguminosae
<i>Echium</i> sp.	<i>Trifolium</i> spp.
fam. Caryophyllaceae	fam. Papaveraceae
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	<i>Fumaria capreolata</i> L.
fam. Compositae	fam. Plantaginaceae
<i>Taraxacum</i> sp.	<i>Plantago lanceolata</i> L.
fam. Cruciferae	<i>Plantago</i> sp.
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	fam. Polygonaceae
<i>Sisymbrium officinale</i> (L.) Scop.	<i>Rumex</i> spp.
fam. Geraniaceae	fam. Ranunculaceae
<i>Erodium</i> sp.	<i>Ranunculus muricatus</i> L.
<i>Geranium</i> sp.	<i>Ranunculus repens</i> L.
fam. Gramineae	fam. Scrophulariaceae
<i>Hordeum murinum</i> L.	<i>Veronica</i> sp.
<i>Poa annua</i> L.	fam. Umbelliferae
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	<i>Daucus carota</i> L.
<i>Lolium perenne</i> L.	
<i>Dactylis glomerata</i> L.	

2.1.2.- Zona de Abadín

En la zona de Abadín, el estudio se realizó en una parcela (UTM29TPJ2168; altitud 610 m) de prado mixto, de propiedad particular, situada en el Lugar de Barral, Parroquia de San Pedro de Labrada. La parcela se encuentra en la parte alta de una ladera de pendiente suave, orientada al sur, lindando en su parte más alta con un talud de 2-3 metros de altura que la separa de otra finca dedicada a cultivos hortícolas.

Esta zona pertenece, desde el punto de vista de la biogeografía y la bioclimatología, a la Región Eurosiberiana, Provincia Cántabro-Atlántica, Sector Galaico-Asturiano, Subsector Galaico Septentrional, y al piso bioclimático submontano (Rivas-Martínez, 1987; Izco, 2001).



Parcela de estudio de la zona de Abadín



Según Carballeira *et al.* (1983), las características climáticas de la zona son las siguientes:

- Clasificación de Thornwaite (tipos climáticos)
 - Perhúmedo con pequeño o nulo déficit de agua
 - Mesotérmico I con bajo contraste térmico
- Clasificación de Allue (regiones fitoclimáticas)
 - Centroeuropea
- Clasificación de Papadakis (tipos climáticos)
 - Marítimo fresco
- Índice anual de aridez de Martonne: $I_a = 89$

En el contexto de Galicia, el clima de Abadín es de tipo suboceánico interior norte con tendencia a la continentalidad (de Uña, 2001).

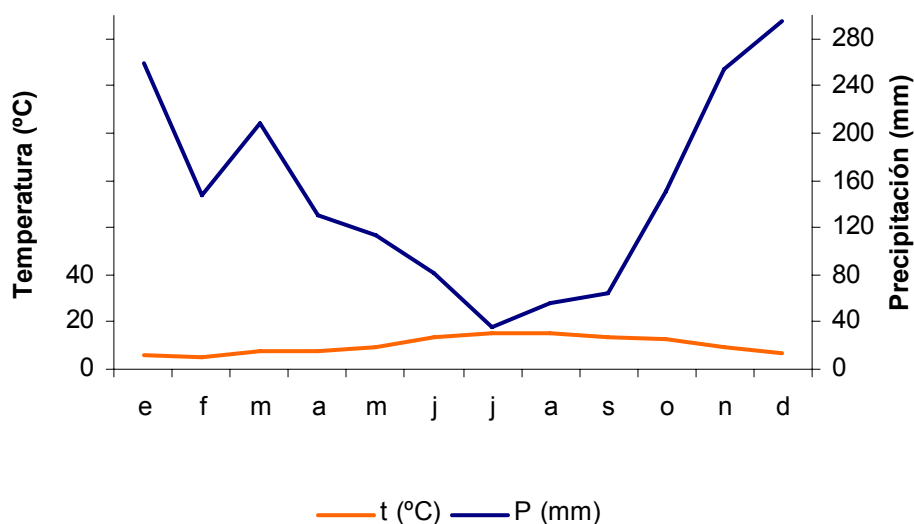


FIGURA 2.3: Diagrama climático de Gaussen correspondiente a la zona de Abadín (Carballeira *et al.*, 1983).



Índice de oceanidad	20-30
Índice de continentalidad	5-10
Coeficiente de variación de temperatura (%)	3-5
Coeficiente de variación de precipitación (%)	15-20
Insolación anual (nº de horas)	1600-1800
Isoterma anual (°C)	11-12
Isoterma de enero (°C)	7-8
Isoterma de agosto (°C)	17-18
Amplitud térmica anual (°C)	12-13
Temperatura media de las mínimas (°C)	5-6
Temperatura media de las máximas (°C)	16-17
Número de días de helada	150-200
Isoyeta anual (mm)	1000-1200
Isoyeta de verano (mm)	100-120
Isoyeta de invierno (mm)	500-600
Número de días de precipitación	140-150
Evapotranspiración anual (mm)	650-700
Déficit de precipitación anual (mm)	150-200

TABLA 2.4: Parámetros climáticos de la zona de Abadín (fuente: Instituto Nacional de Meteorología, Centro Meteorológico Territorial de Galicia, período 1975-1990; de Uña, 2001).

Geológicamente, la zona de Abadín se encuentra sobre un gran cuerpo de granitoides hercínicos postcinemáticos, calcoalcalinos, predominantemente biotíticos (Loureiro y Matía, 2001). Esta litología determina la naturaleza de los suelos predominantes en la zona, que son los leptosoles úmbricos, regosoles úmbricos y cambisoles húmicos y dístricos (Macías y Calvo de Anta, 2001). Los resultados del análisis del suelo de la parcela de estudio utilizada en la localidad de Abadín se muestran en la TABLA 2.5.

En cuanto a la vegetación, la serie típica de la zona es la colino-montana galaicoasturiana orocantábrica acidófila del roble o *Quercus robur* (Rivas-Martínez, 1987), algunos de cuyos bioindicadores se relacionan en la TABLA 2.6.



Determinaciones realizadas	Resultado
pH en agua a 20° C, extr. 1:2,5	5.14
Conductividad eléctrica, ext. 1:5 (dS/m a 25 ° C)	0.16
Carbono orgánico (Walkley-Black) (g/Kg MS 105° C)	67.3
Nitrógeno (orgánico+amoniaco) (Kjeldahl) (g/Kg MS 105° C)	5.06
Fósforo (P) (Olsen) (mg/Kg MS 105° C)	204
Elementos gruesos > 2,0 mm (g/100 g)	<5
Mat. orgánica (Walkley-Black) (g/Kg MS 105° C)	134.6
Potasio (K) ext. acetato amónico 1 N pH 7 (mg/Kg MS 105° C)	766
Potasio (K) ext. acetato amónico 1 N pH 7 (cmol+/Kg MS 105° C)	1.96
Calcio (Ca) ext. acetato amónico 1 N pH 7 (cmol+/Kg MS 105° C)	5.54
Magnesio (Mg) ext. acetato amónico 1 N pH 7 (cmol+/Kg MS 105° C)	0.80
Sodio (Na) ext. acetato amónico 1 N pH 7 (cmol+/Kg MS 105° C)	0.15
Acidez de cambio, ext. KCl 1 M (cmol+/Kg MS 105° C)	1.2
Capacidad de cambio efectiva (cmol+/Kg MS 105° C)	9.66
Saturación por acidez (g/100 g)	12.54
Relación C/N	13.30
Relación Ca/Mg (cmol+Kg ⁻¹ /cmol+Kg ⁻¹)	6.96
Relación K/Mg (cmol+Kg ⁻¹ /cmol+Kg ⁻¹)	2.46
Arena (2,0-0,05 mm) (g/100g MS 105° C)	44.9
Limo (0,05-0,002) (g/100g MS 105° C)	39.7
Arcilla (<0,002) (g/100g MS 105° C)	15.4
Clasificación textural (USDA)	Franca

TABLA 2.5: Resultados del análisis del suelo de la parcela de Abadín (Laboratorio Agrario e Fitopatológico de Galicia, 2007).

Etapa de bosque	<i>Quercus robur</i> <i>Blechnum spicant</i> <i>Saxifraga spathularis</i> <i>Viola riviniana</i>
Etapa de matorral denso	<i>Cytisus scoparius</i> <i>Erica arborea</i> <i>Pteridium aquilinum a</i>
Etapa de matorral degradado	<i>Daboecia cantabrica</i> <i>Erica mackaiana</i> <i>Ulex gallii</i> <i>Agrostis setacea</i>
Etapa de pastizales	<i>Agrostis capillaris</i> <i>Trifolium repens</i> <i>Sieglingia decumbens</i>

TABLA 2.6: Bioindicadores de la serie de vegetación de los robledales acidófilos característica de la zona de Abadín (Rivas-Martínez, 1987).



La recogida e identificación de ejemplares de las plantas presentes en la parcela de Abadín a lo largo del período de estudio dio como resultado la siguiente relación:

fam. Caryophyllaceae

Cerastium glomeratum Thuill.

Stellaria holostea L.

fam. Compositae

Bellis perennis L.

Taraxacum sp.

Achillea millefolium L.

fam. Cruciferae

Capsela bursa-pastoris (L.) Medik.

fam. Leguminosae

Trifolium spp.

fam. Plantaginaceae

Plantago lanceolata L.

fam. Hipolepidaceae

Pteridium aquilinum (L.) Kuhn in Kerst.

fam. Aquifoliaceae

Ilex aquifolium L.

fam. Gramineae

Anthoxanthum odoratum L.

Bromus hordeaceus L.

Holcus lanatus L.

Paspalum dilatatum Poir.

Poa annua L.

fam. Labiatae

Lamium maculatum L.

fam. Scrophulariaceae

Linaria elegans Cav.

Linaria triornithophora (L.) Willd.

Digitalis purpurea L.

fam. Violaceae

Viola sp.

fam. Ranunculaceae

Ranunculus repens L.

2.1.3.- Zona de Cambados

En la zona de Cambados los muestreos se realizaron en una finca (UTM29TNH1786; altitud 25 m) de propiedad particular situada en el Lugar de Pardiño, Parroquia de Vilariño. La parcela de estudio estaba ocupada por parras de vid y por invernaderos (túneles de plástico) dedicados al cultivo de hortalizas.

Desde el punto de vista biogeográfico, la zona se encuentra dentro de la Región Eurosiberiana, Provincia Cántabro-Atlántica, Sector Galaico-Portugués, Subsector Miñense, y pertenece al piso bioclimático termocolino (Rivas-Martínez, 1987; Izco, 2001).



Parcela de estudio de la zona de Cambados



Las características climáticas de la zona de Cambados son las que se enumeran a continuación (Carballeira *et al.*, 1983):

- Clasificación de Thornwaite (tipos climáticos)
 - Perhúmedo con déficit de agua moderado en verano
 - Mesotérmico II con bajo contraste térmico
- Clasificación de Allue (regiones fitoclimáticas)
 - Atlántico europeo
- Clasificación de Papadakis (tipos climáticos)
 - Mediterráneo marítimo
- Índice anual de aridez de Martonne: $I_a = 64$

En el contexto de Galicia, el clima de Cambados es de tipo oceánico litoral meridional (de Uña, 2001).

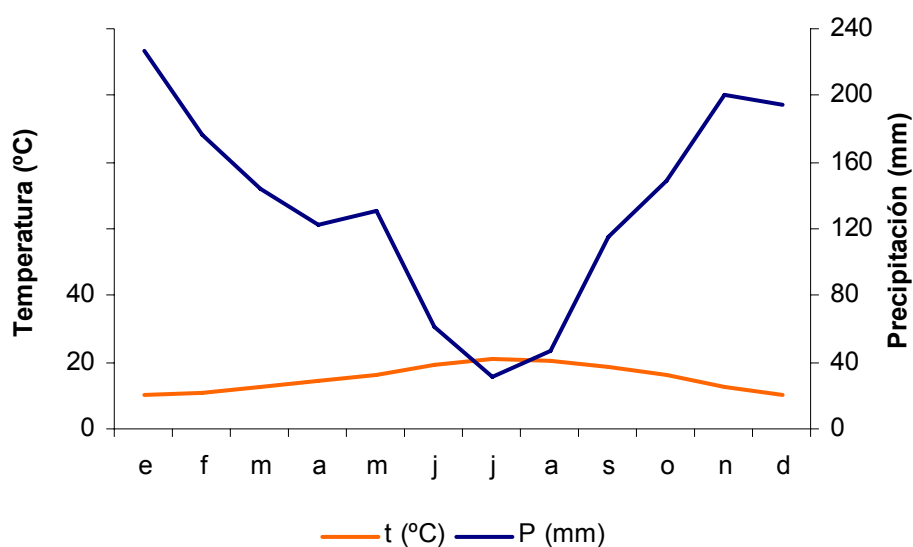


FIGURA 2.4: Diagrama climático de Gaussen correspondiente a la zona de Cambados (Carballeira *et al.*, 1983).



Índice de oceanidad	30-40
Índice de continentalidad	5-10
Coeficiente de variación de temperatura (%)	<3
Coeficiente de variación de precipitación (%)	<10
Insolación anual (nº de horas)	>2200
Isotherma anual (°C)	14-15
Isotherma de enero (°C)	9-10
Isotherma de agosto (°C)	21-22
Amplitud térmica anual (°C)	11-12
Temperatura media de las mínimas (°C)	>10
Temperatura media de las máximas (°C)	>20
Número de días de helada	<100
Isoyeta anual (mm)	1800-2000
Isoyeta de verano (mm)	140-160
Isoyeta de invierno (mm)	600-700
Número de días de precipitación	140-150
Evapotranspiración anual (mm)	>750
Déficit de precipitación anual (mm)	150-200

TABLA 2.7: Parámetros climáticos de la zona de Cambados (fuente: Instituto Nacional de Meteorología, Centro Meteorológico Territorial de Galicia, período 1975-1990; de Uña, 2001).

Desde el punto de vista geológico la zona de Cambados se ubica sobre un depósito detrítico de edad Cuaternaria, en el seno de un cuerpo de granitoides hercínicos calcoalcalinos (Loureiro y Matía, 2001). Los suelos dominantes en la zona son los cambisoles húmicos con inclusiones de regosoles úmbricos (Macías y Calvo de Anta, 2001). La TABLA 2.8 muestra los resultados del análisis del suelo de la parcela de estudio utilizada en la localidad de Cambados.

La serie de vegetación característica de la zona de Cambados es la serie colina galaicoportuguesa acidófila del roble o *Quercus robur* (Rivas-Martínez, 1987), algunos de cuyos bioindicadores se relacionan en la TABLA 2.9.



Determinaciones realizadas	Resultado
pH en agua a 20° C, extr. 1:2,5	6.21
Conductividad eléctrica, ext. 1:5 (dS/m a 25 ° C)	0.10
Carbono orgánico (Walkley-Black) (g/Kg MS 105° C)	31.8
Nitrógeno (orgánico+amoniaco) (Kjeldahl) (g/Kg MS 105° C)	2.20
Fósforo (P) (Olsen) (mg/Kg MS 105° C)	96
Elementos gruesos > 2,0 mm (g/100 g)	<5
Mat. orgánica (Walkley-Black) (g/Kg MS 105° C)	54.6
Potasio (K) ext. acetato amónico 1 N pH 7 (mg/Kg MS 105° C)	256
Potasio (K) ext. acetato amónico 1 N pH 7 (cmol+/Kg MS 105° C)	0.65
Calcio (Ca) ext. acetato amónico 1 N pH 7 (cmol+/Kg MS 105° C)	6.80
Magnesio (Mg) ext. acetato amónico 1 N pH 7 (cmol+/Kg MS 105° C)	0.82
Sodio (Na) ext. acetato amónico 1 N pH 7 (cmol+/Kg MS 105° C)	<0.10
Acidez de cambio, ext. KCl 1 M (cmol+/Kg MS 105° C)	0.0
Capacidad de cambio efectiva (cmol+/Kg MS 105° C)	8.36
Saturación por acidez (g/100 g)	0.0
Relación C/N	14.44
Relación Ca/Mg (cmol+Kg ⁻¹ /cmol+Kg ⁻¹)	8.33
Relación K/Mg (cmol+Kg ⁻¹ /cmol+Kg ⁻¹)	0.80
Arena (2,0-0,05 mm) (g/100g MS 105° C)	66.5
Limo (0,05-0,002) (g/100g MS 105° C)	22.6
Arcilla (<0,002) (g/100g MS 105° C)	10.9
Clasificación textural (USDA)	Franca-arenosa

TABLA 2.8: Resultados del análisis del suelo de la parcela de Cambados (Laboratorio Agrario e Fitopatológico de Galicia, 2007).

Etapa de bosque	<i>Quercus robur</i>
	<i>Ruscus aculeatus</i>
	<i>Pyrus cordata</i>
	<i>Physospermum cornubiense</i>
Etapa de matorral denso	<i>Cytisus striatus</i>
	<i>Ulex europeus</i>
	<i>Arbutus unedo</i>
	<i>Rubus lusitanus</i>
Etapa de matorral degradado	<i>Daboecia cantabrica</i>
	<i>Ulex minor</i>
	<i>Erica cinerea</i>
	<i>Halimium alyssoides</i>
Etapa de pastizales	<i>Agrostis capillaris</i>
	<i>Avenula sulcata</i>
	<i>Anthoxanthum odoratum</i>

TABLA 2.9: Bioindicadores de la serie de vegetación de los robledales acidófilos, característica de la zona de Cambados (Rivas-Martínez, 1987).



La relación que sigue corresponde a las plantas identificadas en la parcela a lo largo el período de estudio:

fam. Boraginaceae

Echium sp.

Lithodora postrata (Loisel.) Griseb.

fam. Compositae

Coleostephus myconis (L.) Rchb.f.

Andryala integrifolia L.

Tolpis barbata (L.) Gaertn.

fam. Euphorbiaceae

Mercurialis annua L.

fam. Geraniaceae

Geranium sp.

fam. Gramineae

Avena fatua L.

Briza maxima L.

Bromus hordeaceus L.

Dactylis glomerata L.

Lolium multiflorum Lam.

Paspalum dilatatum Poir.

Poa annua L.

fam. Lythraceae

Lythrum junceum Banks & Sol. in Russell

fam. Labiatae

Mentha suaveolens Ehrh.

fam. Leguminosae

Lotus sp.

Trifolium spp.

fam. Onagraceae

Epilobium parviflorum Schreb.

fam. Papaveraceae

Chelidonium majus L.

fam. Plantaginaceae

Plantago lanceolata L.

fam. Polygonaceae

Rumex spp.

fam. Primulaceae

Anagallis arvensis L.

fam. Umbelliferae

Cicuta sp.

fam. Convolvulaceae

Calystegia sepium (L.) R. Br.

fam. Cruciferae

Capsela bursa-pastoris (L.) Medik.

2.1.4.- Zona de Santa Comba

En la zona de Santa Comba el estudio se realizó en la aldea de Barbeira, en un pequeño prado (UTM29TNH1003; altitud 320 m) de propiedad particular dedicado al apacentamiento de terneras. El prado, de forma rectangular, limitaba por dos de sus lados con terrenos ocupados por frutales y cultivos hortícolas.



Desde el punto de vista de la biogeografía y de la bioclimatología, la zona se encuentra dentro de la Región Eurosiberiana, Provincia Cántabro-Atlántica, Sector Galaico-Portugués, Subsector Compostelano, y del piso bioclimático eucolino (Rivas-Martínez, 1987; Izco, 2001).



Parcela de estudio de la zona de Santa Comba

Las características climáticas de la zona de Santa Comba son las que siguen (Carballeira *et al.*, 1983):

- Clasificación de Thornwaite (tipos climáticos)
 - Perhúmedo con pequeño o nulo déficit de agua
 - Mesotérmico I con bajo contraste térmico
- Clasificación de Allue (regiones fitoclimáticas)
 - Atlántico europeo
- Clasificación de Papadakis (tipos climáticos)
 - Templado cálido
- Índice anual de aridez de Martonne: $I_a = 97$

En el contexto de Galicia, el clima de Santa Comba es de tipo suboceánico litoral con degradación al interior (de Uña, 2001).

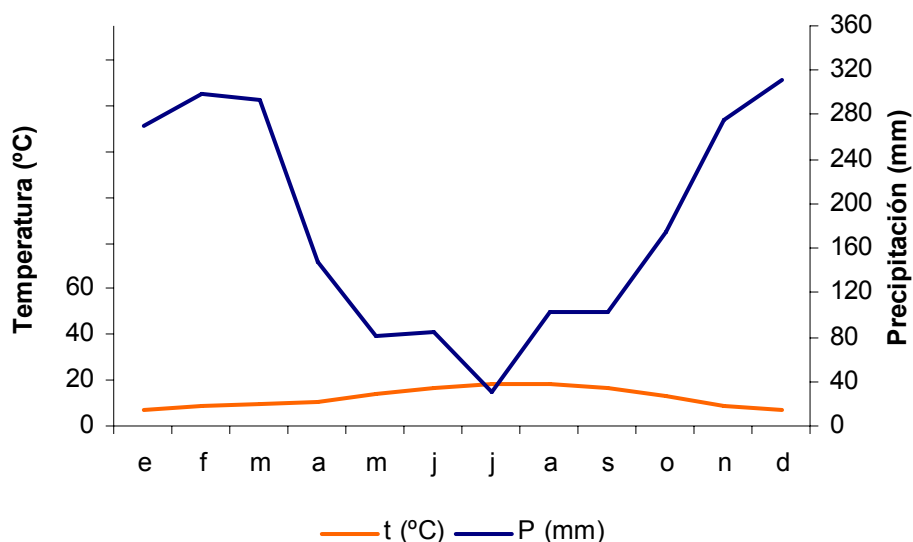


FIGURA 2.5: Diagrama climático de Gaussen correspondiente a la zona de Santa Comba (Carballeira *et al.*, 1983).

Índice de oceanidad	30-40
Índice de continentalidad	5-10
Coeficiente de variación de temperatura (%)	5-7
Coeficiente de variación de precipitación (%)	15-20
Insolación anual (nº de horas)	1800-2000
Isoterma anual (°C)	12-13
Isoterma de enero (°C)	8-9
Isoterma de agosto (°C)	18-19
Amplitud térmica anual (°C)	11-12
Temperatura media de las mínimas (°C)	6-7
Temperatura media de las máximas (°C)	17-18
Número de días de helada	100-150
Isoyeta anual (mm)	1800-2000
Isoyeta de verano (mm)	>160
Isoyeta de invierno (mm)	>800
Número de días de precipitación	140-150
Evapotranspiración anual (mm)	700-750
Déficit de precipitación anual (mm)	150-200

TABLA 2.10: Parámetros climáticos de la zona de Santa Comba (fuente: Instituto Nacional de Meteorología, Centro Meteorológico Territorial de Galicia, período 1975-1990; de Uña, 2001).



Geológicamente, la localidad de Santa Comba pertenece a la zona paleogeográfica de Galicia-Tras-Os-Montes, y su sustrato litológico son rocas metamórficas del tipo de los esquistos y las metavulcanitas (Loureiro y Matía, 2001). Los suelos característicos de esta zona, derivados de esquistos biotíticos, son los cambisoles dístricos y cambisoles húmicos (Macías y Calvo de Anta, 2001). La TABLA 2.11 muestra los resultados del análisis del suelo de la parcela de estudio utilizada en la localidad de Santa Comba.

Determinaciones realizadas	Resultado
pH en agua a 20° C, extr. 1:2,5	5.52
Conductividad eléctrica, ext. 1:5 (dS/m a 25 ° C)	0.27
Carbono orgánico (Walkley-Black) (g/Kg MS 105° C)	62.2
Nitrógeno (orgánico+amoniaco) (Kjeldahl) (g/Kg MS 105° C)	4.75
Fósforo (P) (Olsen) (mg/Kg MS 105° C)	143
Elementos gruesos > 2,0 mm (g/100 g)	7
Mat. orgánica (Walkley-Black) (g/Kg MS 105° C)	124.3
Potasio (K) ext. acetato amónico 1 N pH 7 (mg/Kg MS 105° C)	540
Potasio (K) ext. acetato amónico 1 N pH 7 (cmol+/Kg MS 105° C)	1.38
Calcio (Ca) ext. acetato amónico 1 N pH 7 (cmol+/Kg MS 105° C)	8.46
Magnesio (Mg) ext. acetato amónico 1 N pH 7 (cmol+/Kg MS 105° C)	1.68
Sodio (Na) ext. acetato amónico 1 N pH 7 (cmol+/Kg MS 105° C)	0.14
Acidez de cambio, ext. KCl 1 M (cmol+/Kg MS 105° C)	0.0
Capacidad de cambio efectiva (cmol+/Kg MS 105° C)	11.66
Saturación por acidez (g/100 g)	0.0
Relación C/N	13.07
Relación Ca/Mg (cmol+Kg ⁻¹ /cmol+Kg ⁻¹)	5.04
Relación K/Mg (cmol+Kg ⁻¹ /cmol+Kg ⁻¹)	0.82
Arena (2,0-0,05 mm) (g/100g MS 105° C)	65.5
Limo (0,05-0,002) (g/100g MS 105° C)	21.9
Arcilla (<0,002) (g/100g MS 105° C)	12.5
Clasificación textural (USDA)	Franca-arenosa

TABLA 2.11: Resultados del análisis del suelo de la parcela de Santa Comba (Laboratorio Agrario e Fitopatológico de Galicia, 2007).



La serie de vegetación típica de la zona es la de los robledales acidófilos o serie colina galaicoportuguesa acidófila del roble o *Quercus robur* (Rivas-Martínez, 1987), al igual que en la zona de Cambados (TABLA 2.9). Las plantas identificadas en la parcela a lo largo el período de estudio fueron las siguientes:

fam. Caryophyllaceae

Stellaria media (L.) Vill.

fam. Compositae

Bellis perennis L.

Hypochoeris radicata L.

Sonchus oleraceus L.

fam. Gramineae

Anthoxanthum odoratum L.

Bromus hordeaceus L.

Dactylis glomerata L.

Holcus lanatus L.

Poa annua L.

Arrhenatherum elatius (L.) Beauv. ex L. et C. Presl

fam. Geraniaceae

Erodium sp.

Geranium molle L.

fam. Juncaceae

Juncus effusus L.

fam. Leguminosae

Lotus uliginosus Schkuhr

Trifolium spp.

fam. Plantaginae

Plantago major L.

Plantago lanceolata L.

fam. Ranunculaceae

Ranunculus flammula L.

Ranunculus repens L.

fam. Scrophulariaceae

Veronica sp.



2.2.- Muestreos

En cada una de las localidades se realizaron 26 muestreos a lo largo de dos años. Cada una de las cuatro parcelas de estudio se visitó con una periodicidad comprendida entre 4 y 5 semanas. Las fechas del primer y último muestreo realizado en cada localidad fueron las siguientes:

Localidad	Primer muestreo	Último muestreo
Monforte	31-mayo-2005	5-junio-2007
Abadín	7-junio-2005	12-junio-2007
Cambados	14-junio-2005	19-junio-2007
Santa Comba	21-junio-2005	26-junio-2007

Básicamente, cada muestreo consistió en la recogida de 20 muestras de suelo y en la revisión de las 40 trampas para gasterópodos terrestres colocadas en el suelo de la parcela correspondiente. Todos los gasterópodos que se encontraron en las muestras de suelo y en las trampas se identificaron y se pesaron a la centésima de gramo con una balanza portátil.

2.2.1.- Trampas

En cada una de las parcelas se colocaron 40 trampas, las cuales fueron elaboradas manualmente por los miembros del grupo de investigación de Malacología Terrestre Aplicada de la USC para esta investigación. Las trampas se construyeron a base de Climaver Plus[®], material empleado para el aislamiento de las conducciones de aire acondicionado, y que consiste en planchas de fibra de vidrio de 25 mm de espesor, revestidas de papel de aluminio por ambas caras. Cada trampa era un rectángulo de este material, de 50 × 40 cm, con sus 4 cantos cubiertos con cinta adhesiva de aluminio; en una de sus caras, el revestimiento de papel de aluminio se perforó profusamente con orificios de 1 mm de diámetro. Las trampas se colocaron en las parcelas con la cara perforada orientada hacia el suelo, y se sujetaron con un clavo



metálico en forma de “L” para evitar que fueran desplazadas por el viento o por animales.

Con este diseño se pretendía que las trampas creasen bajo ellas un ambiente fresco y húmedo, adecuado para los gasterópodos, ya que la fibra de vidrio es un material muy higroscópico que absorbe y retiene gran cantidad de agua y, por otro lado, el revestimiento de papel de aluminio refleja la luz solar evitando un calentamiento excesivo. Este tipo de dispositivos de muestreo suelen denominarse trampas-refugio en la literatura en lengua inglesa (*refuge-traps*, *shelter-traps*); en la presente memoria se denominan simplemente trampas.



Trampa utilizada en los muestreos

Las trampas se etiquetaron y se colocaron en cada parcela con la disposición que muestra la FIGURA 2.6. En las parcelas de Monforte y Santa Comba, las 40 trampas se dispusieron en un único bloque, formando una cuadrícula de 10×4 trampas que cubría una superficie de unos 100 m². En la parcela de Abadín se dispusieron en 2 bloques, formando 2 cuadrículas de 5×4 trampas que cubrían una superficie de unos 50 m² cada una y que estaban separadas entre sí 50 m. En la parcela de Cambados, se dispusieron formando una cuadrícula de 10×2 trampas más dos filas de 10×1 trampas, colocadas estas últimas en los pasillos existentes entre los túneles de plástico que había en la parcela.

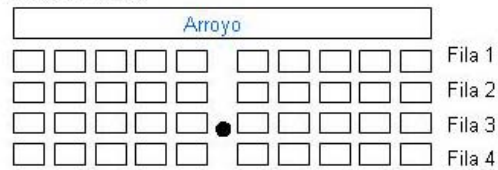
**A. Monforte****B. Abadín****C. Cambados****D. Santa Comba**

FIGURA 2.6: Representación esquemática (no a escala) de la disposición de las trampas en las parcelas de estudio. El punto (●) representa la ubicación del termo-higrómetro que se colocó en cada una de las parcelas para registrar *in situ* la temperatura y humedad relativa del aire.



Las trampas se colocaron en las parcelas en diciembre de 2004, es decir, unos seis meses antes del comienzo de los muestreos regulares; al iniciarse éstos, la vegetación bajo las trampas se había muerto y descompuesto, de modo que las trampas cubrían básicamente suelo desnudo. Al visitar las parcelas, cuando alguna trampa aparecía deteriorada debido al pisoteo por animales, al paso de maquinaria o a cualquier otra causa, era sustituida por una nueva.

En cada muestreo, las trampas se voltearon y se revisaron una a una, participando siempre dos observadores en el examen de las mismas. Todos los gasterópodos terrestres que se encontraron en la cara inferior de las trampas, o en el suelo bajo ellas, se identificaron y se pesaron antes de ser devueltos a su ubicación original. Para realizar el pesaje, se colocó la balanza sobre una superficie horizontal y se protegió de la exposición al viento y al sol. Se registró también la presencia de huevos de gasterópodos, anotando el número total de huevos y de puestas en cada trampa, y considerando como una puesta cualquier huevo aislado o cualquier masa individual de huevos; debido a la diversidad de especies de babosas y caracoles presentes en las parcelas y la abundancia de puestas que aparecieron, en la mayoría de los casos no fue posible la identificación taxonómica de los huevos. Finalmente, se registró también la presencia bajo las trampas de encharcamiento (agua líquida patente), así como la presencia de nidos o galerías de roedores, y la presencia de hormigueros, eventos que se observó que aparecían con cierta frecuencia asociados a las trampas en las visitas realizadas a las parcelas antes del comienzo de los muestreos regulares.

Con el fin de indagar el efecto que sobre el nº de capturas de gasterópodos pudiera tener el tiempo de permanencia de las trampas en la misma posición, durante los últimos 7 muestreos que se realizaron en cada localidad (entre diciembre-2006 y junio-2007) se examinaron, además de las 40 trampas habituales, otras 6 trampas que denominamos “extra” y que se colocaron, en cada parcela, en una franja periférica de aproximadamente 2 m de anchura en torno a la zona ocupada por las trampas habituales; estas 6 trampas extra se cambiaron de posición en cada visita a las parcelas, de modo que, en cada muestreo, su tiempo de permanencia en la misma posición era de entre 4 y 5 semanas, frente a un tiempo de permanencia de más de 24 meses en la misma posición, de las trampas habituales. El examen de las trampas extra se realizó poniendo especial cuidado en la inspección de los restos de vegetación existente debajo de ellas.



Examen de una trampa



Registro de datos de caracoles y babosas durante un muestreo



2.2.2.- Muestras de suelo

En cada ocasión de muestreo se recogieron 20 muestras de suelo, de 25×25 cm de lado y 10 cm de profundidad. Para minimizar el efecto de la perturbación producida por los investigadores al encontrarse en la parcela de estudio (pisoteo), la cual podría afectar al nº de gasterópodos capturados en las muestras de suelo, la recogida de estas muestras se realizó siempre de forma previa al examen de las trampas, empezando por un extremo de la parcela y avanzando hacia el extremo opuesto. La extracción de las muestras de suelo se realizó con una pala rectangular plana, en la que se marcó la profundidad que debía alcanzarse (10 cm). Una vez localizado el lugar en el que había que tomar la muestra, se colocó en el suelo un marco metálico de 25 × 25 cm, se clavó la pala en la tierra a lo largo de todo su contorno hasta la profundidad señalada, y se extrajo la muestra. Cada muestra se introdujo individualmente en una bolsa de plástico opaca y convenientemente etiquetada, para su traslado al laboratorio.

La selección del lugar para la extracción de cada muestra de suelo se efectuó tomando como referencia la posición de las trampas colocadas en la parcela, de modo que las muestras de suelo se tomaron siempre en la zona circundante de alguna trampa, a razón de 5 muestras de suelo por cada una de las 4 filas de trampas. Antes de cada muestreo se determinaron las trampas en torno a las cuales se iba a tomar la muestra de suelo, y la posición con respecto a cada trampa (delante, detrás, izquierda, derecha) en donde se iba a extraer cada una, utilizando para ello un programa informático de generación de números aleatorios.

Las muestras de suelo se comenzaron a procesar en el laboratorio el mismo día de su recogida, con la finalidad de extraer los gasterópodos contenidos en las mismas. Para ello se utilizó el método de inundación progresiva de la muestra a lo largo de tres días descrito por Glen *et al.* (2005a), con modificaciones: cada muestra de suelo se introduce en un cubo de plástico, se coloca sobre la muestra una cubitera de hielo plástica que hace las funciones de refugio para los gasterópodos, se le añade agua al cubo hasta cubrir la mitad de la altura de la muestra, y se cierra el cubo con una tapa bien ajustada; al cabo de 24 horas se examina detenidamente todo el interior del cubo, se recogen los gasterópodos que aparecen y a continuación se añade agua hasta cubrir las tres cuartas partes de la muestra; transcurridas otras 24 h se vuelve a examinar el cubo, se recogen los gasterópodos y se añade agua hasta cubrir



totalmente la muestra; finalmente, al cabo de otras 24 h, se examina de nuevo el cubo y se recogen los gasterópodos. Todos los moluscos obtenidos con este procedimiento se identificaron y se pesaron utilizando la misma balanza que en el campo.

Previamente al inicio de los muestreos regulares se comprobó la eficacia de este método de extracción a partir de 20 muestras de suelo tomadas en cada una de las localidades en el mes de marzo de 2005, y que fueron sometidas al mismo proceso de inundación progresiva que se acaba de describir, pero realizado a lo largo de 7 días consecutivos.

Durante los últimos 7 muestreos que se realizaron en cada localidad (entre diciembre-2006 y junio-2007), además de las 20 muestras de suelo habituales, se recogieron otras 5 muestras de suelo que denominamos “extra”, las cuales se tomaron a una distancia de unos 10 m de la zona ocupada por las trampas y en la que se recogieron las muestras de suelo habituales. Con el fin de evaluar el efecto de la perturbación producida por la propia investigación (la presencia continuada de las trampas y la extracción periódica de las muestras de suelo habituales) sobre el nº de capturas, se realizó la comparación estadística del nº de capturas de gasterópodos en los suelos habituales y los suelos extra.



Recogida de muestras de suelo



Método de inundación progresiva de las muestras de suelo para la extracción de los gasterópodos



2.2.3.- Determinación del número mínimo de muestras

En el mes de abril 2005 se realizó un muestreo preliminar en cada una de las parcelas de estudio, y los datos de las capturas de gasterópodos que se obtuvieron se utilizaron para determinar la relación existente entre el nº muestras y la precisión de los resultados del muestreo.

Para ello, con la ayuda de un programa informático en lenguaje C desarrollado y ejecutado en el Centro de Supercomputación de Galicia (CESGA), se calcularon las medias y varianzas del número medio de capturas por muestra que resultaban al tomar todas las posibles combinaciones de 2 muestras, de 3 muestras, de 4 muestras,...., hasta el total de las 20 muestras de suelo y de las 40 trampas de cada localidad. En total, para las muestras de suelo y las trampas de las 4 localidades se calcularon 4.398.050.705.160 medias y varianzas. Para cada posible número de muestras se calculó el grado de error dividiendo la desviación típica por la media aritmética (Montes del Olmo y Ramírez-Díaz, 1977; Tellería, 1986). Las FIGURAS 2.7 a 2.10 representan la variación del grado de error y de la varianza del número de capturas por unidad de muestra, en función del número de muestras, para las trampas y las muestras de suelo de cada localidad. Así, para obtener un grado de error menor o igual al 10%, en la localidad de Monforte (FIGURA 2.7) serían suficientes 15 muestras de suelo y 26 trampas, en la localidad de Abadín (FIGURA 2.8) serían suficientes 17 muestras de suelo y 31 trampas, en la localidad de Cambados (FIGURA 2.9) serían suficientes 16 muestras de suelo y 25 trampas, y en la localidad de Santa Comba (FIGURA 2.10) serían suficientes 17 muestras de suelo y 17 trampas.

Por lo tanto, para obtener un elevado grado de precisión en los resultados sería admisible una reducción del nº de muestras de suelo de entre un 15% y un 25%, y una reducción del nº de trampas de entre el 22% y el 58%, dependiendo de la localidad. No obstante, dado que disponíamos de capacidad suficiente para manejar todas las muestras originalmente planificadas en el diseño de la investigación (20 muestras de suelo y 40 trampas por parcela), y teniendo en cuenta que un elevado nº de puntos de muestreo uniformemente distribuidos en el espacio redundaba en una mayor resolución de los análisis de la distribución espacial de los individuos, que era uno de los objetivos de este trabajo, se decidió asumir un elevado esfuerzo de muestreo y mantener el nº original de trampas y de muestras de suelo a lo largo de todo el período de estudio.

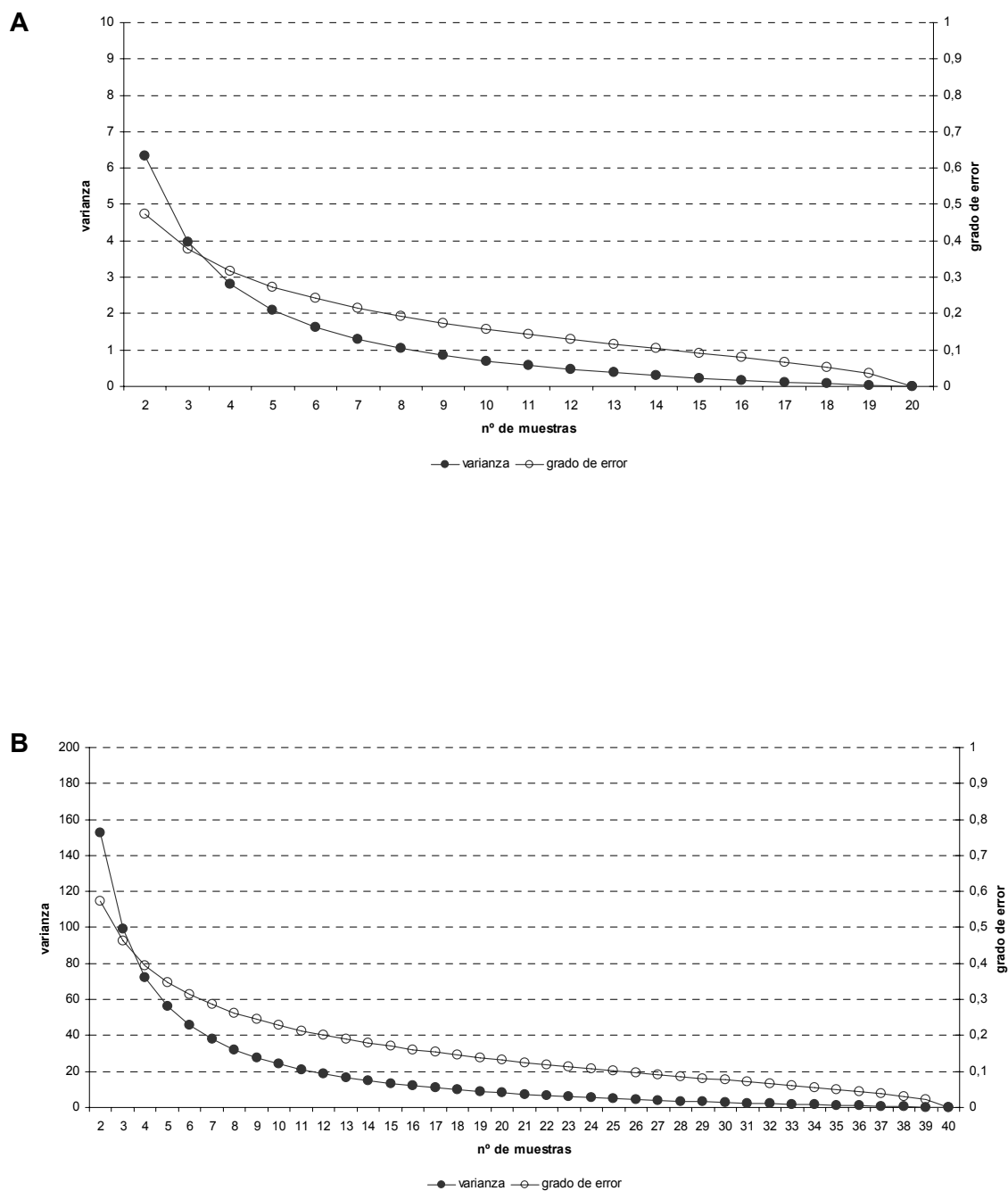


FIGURA 2.7: Varianza y grado de error del nº medio de capturas de gasterópodos por unidad de muestra, en función del nº de muestras de suelo (A) y de trampas (B), en la localidad de Monforte.

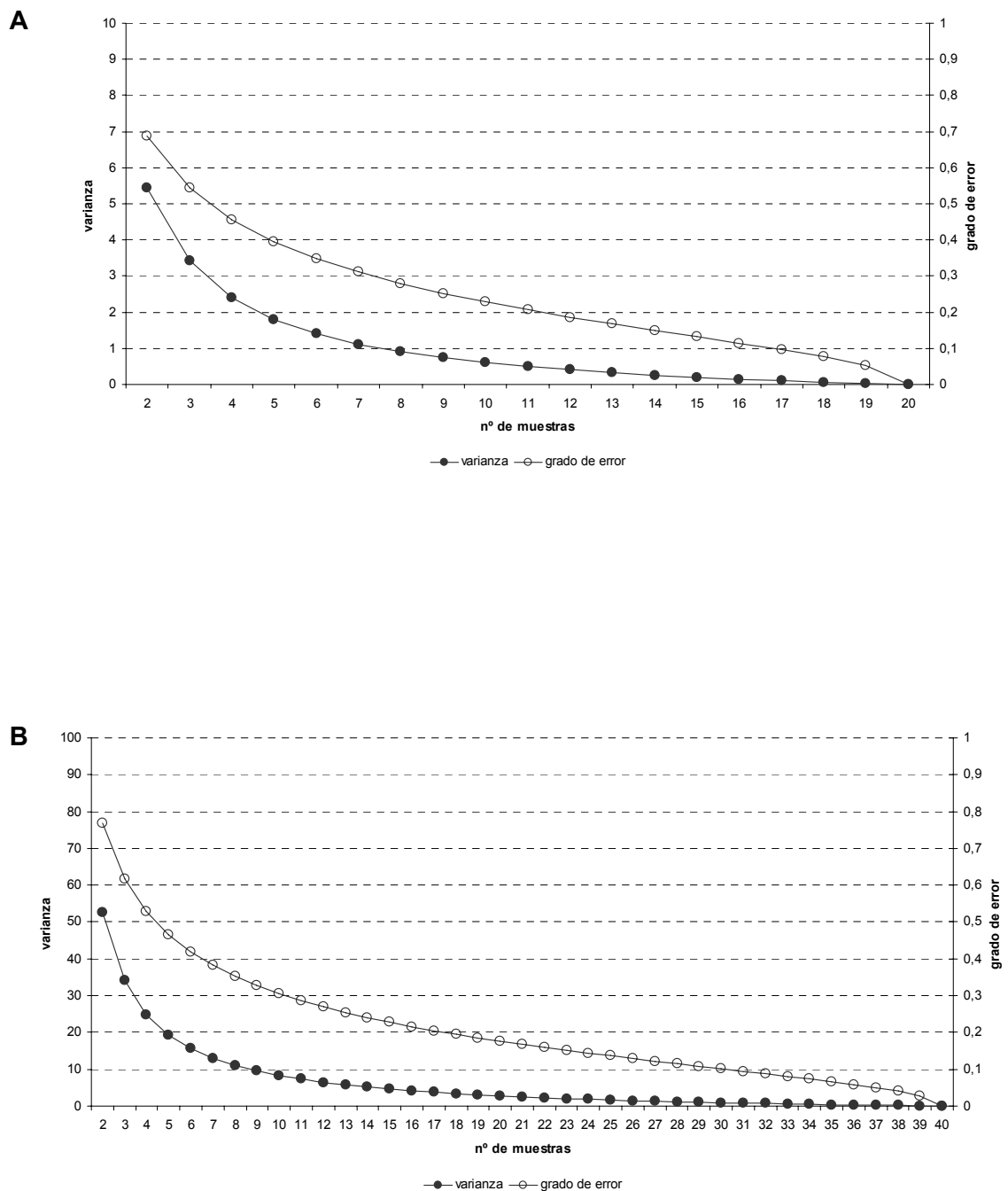
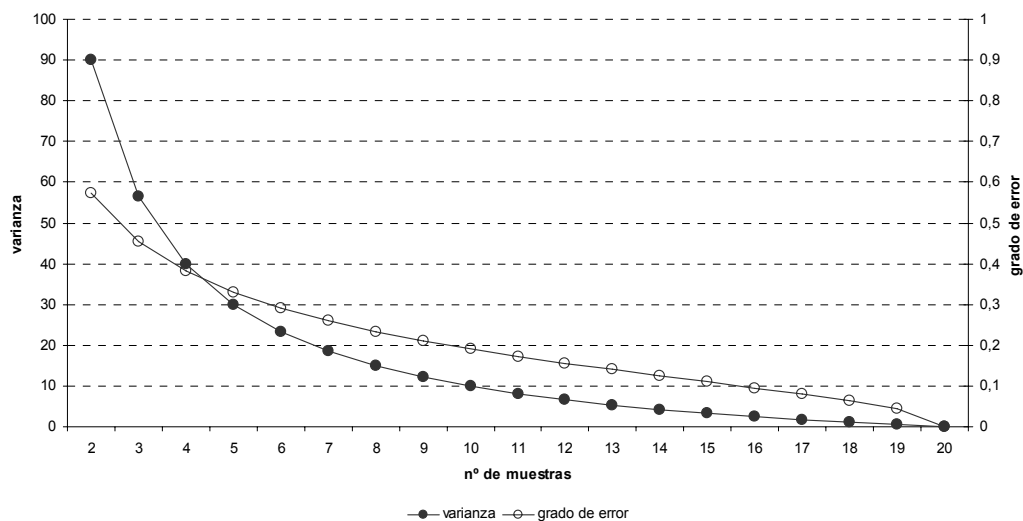


FIGURA 2.8: Varianza y grado de error del nº medio de capturas de gasterópodos por unidad de muestra, en función del nº de muestras de suelo (A) y de trampas (B), en la localidad de Abadín.



A



B

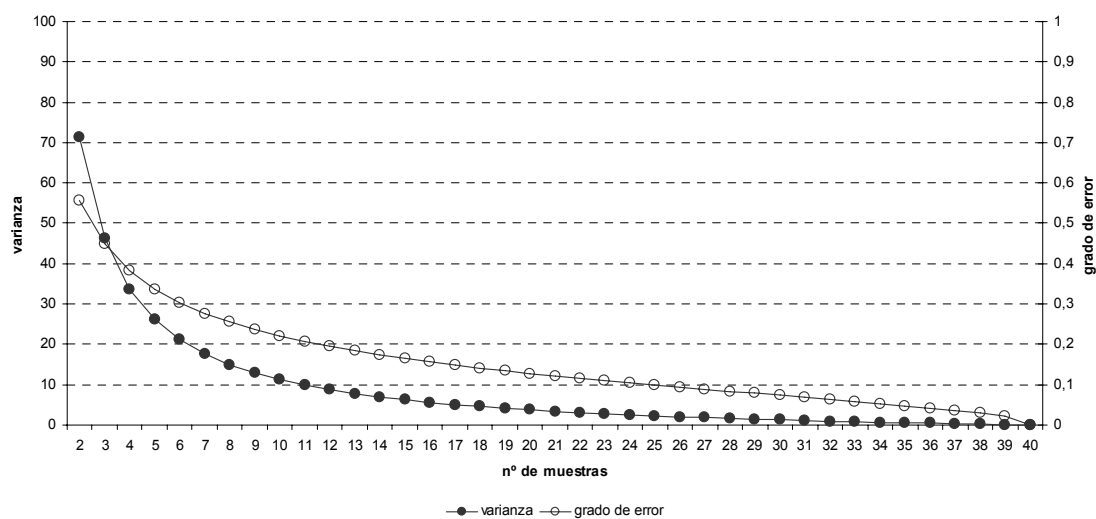


FIGURA 2.9: Varianza y grado de error del nº medio de capturas de gasterópodos por unidad de muestra, en función del nº de muestras de suelo (A) y de trampas (B), en la localidad de Cambados.

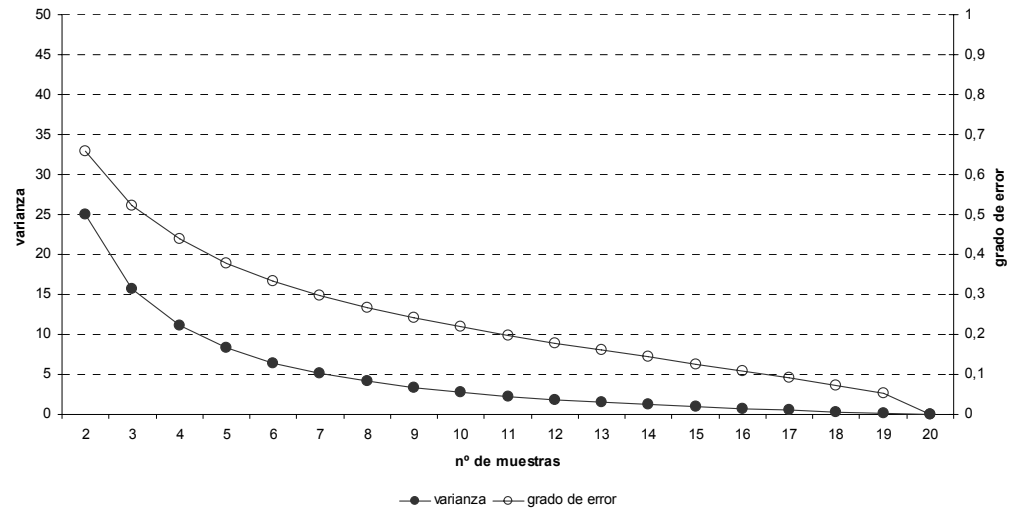
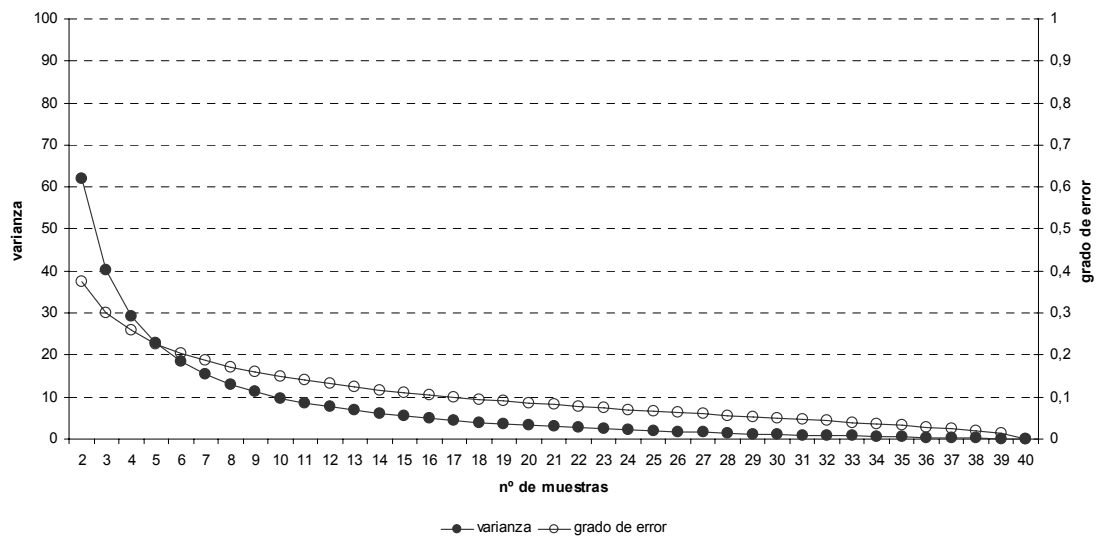
**A****B**

FIGURA 2.10: Varianza y grado de error del nº medio de capturas de gasterópodos por unidad de muestra, en función del nº de muestras de suelo (A) y de trampas (B), en la localidad de Santa Comba.



2.2.4.- Registro de variables meteorológicas

En cada una de las parcelas de estudio se colocó, al comienzo del período de estudio, un termo-higrómetro electrónico (HOBO H8 Pro, Onset Computer) que realizaba lecturas de la temperatura y humedad del aire con una frecuencia horaria, y almacenaba los datos en su memoria interna. Los termo-higrómetros se colocaron a una altura de 10 cm sobre el suelo, en el interior de una doble caja de PVC provista de aberturas para la circulación del aire.

Estos registradores proporcionaron datos *in situ* de la temperatura del aire (°C), el punto de rocío (°C), el % de humedad relativa del aire y la humedad absoluta del aire (g m^{-3}). En cada muestreo, los datos almacenados en su memoria interna se descargaron a un ordenador portátil. Durante los muestreos se registró también la temperatura existente bajo las trampas por medio de un termómetro electrónico que se colocaba debajo de una de ellas, y cuya lectura se efectuaba a intervalos de 30 minutos.



Termo-higrómetro colocado en cada una de las parcelas de estudio para la medida *in situ* de la temperatura y humedad del aire



Termómetro electrónico empleado para medir la temperatura bajo las trampas

Además de los datos ambientales registrados *in situ*, utilizamos también los datos registrados en estaciones meteorológicas situadas en las proximidades de cada una de las localidades, pertenecientes a la red de estaciones de observación de Meteogalicia (Consellería de Medio Ambiente de la Xunta de Galicia-Universidad de Santiago). Las estaciones utilizadas y los datos registrados por cada una fueron los siguientes:

- Zona de Monforte: estación meteorológica Monte Marroxo (término municipal de Monforte de Lemos). Variables registradas: velocidad media del viento (m s^{-1}), dirección media del viento (grados), racha máxima (m s^{-1}), temperaturas medias, máximas y mínimas ($^{\circ}\text{C}$), precipitación (mm), presión barométrica (hPa) y % de humedad relativa media, máxima y mínima.
- Zona de Abadín: estación meteorológica de Fragavella (término municipal de Abadín). Variables registradas: velocidad media del viento (m s^{-1}), dirección media del viento (grados), racha máxima (m s^{-1}), temperaturas medias, máximas y mínimas ($^{\circ}\text{C}$), precipitación (mm), presión barométrica (hPa) y % de humedad relativa media, máxima y mínima.



- Zona de Cambados: estación meteorológica de Corón (término municipal de Vilagarcía de Arousa). Variables registradas: velocidad media del viento (m s^{-1}), dirección media del viento (grados), racha máxima (m s^{-1}), temperaturas medias, máximas y mínimas ($^{\circ}\text{C}$), precipitación (mm), presión barométrica (hPa), % de humedad relativa media, máxima y mínima, horas de sol (h) y radiación global (10 KJ m^{-2}).

- Zona de Santa Comba: estación meteorológica de Fontecada (término municipal de Santa Comba). Variables registradas: velocidad media del viento (m s^{-1}), dirección media del viento (grados), racha máxima (m s^{-1}), temperaturas medias, máximas y mínimas ($^{\circ}\text{C}$), precipitación (mm), presión barométrica (hPa), % de humedad relativa media, máxima y mínima, horas de sol (h) y radiación global (10 KJ m^{-2}).

3. CARACTERIZACIÓN DE LAS COMUNIDADES



3.1.- Introducción y objetivos

En la Cumbre de la Tierra celebrada en Río de Janeiro en 1992, la diversidad biológica fue definida como *“la variabilidad entre los organismos vivientes de todos los medios, incluyendo, entre otros, los organismos terrestres, marinos y de otros ecosistemas acuáticos, así como los complejos ecológicos de los que forman parte; esto incluye diversidad dentro de las especies, entre especies y de ecosistemas”* (UN, 1993). El tratamiento de la diversidad biológica en cumbres gubernamentales internacionales es consecuencia del reconocimiento generalizado de la pérdida de diversidad biológica como uno de los problemas ambientales, causados de manera directa o indirecta por la humanidad, más acuciante. En las últimas décadas ha adquirido un gran protagonismo el estudio de la diversidad a nivel molecular, es decir, las diferencias genéticas entre individuos de la misma especie, que son la base de la selección natural, de la adaptación y por lo tanto de la evolución, pero en ecología, históricamente, el término *diversidad* se refiere a variedad de especies (Cordero, 2005).

Según Magurran (2004), el estudio de la diversidad de especies es un tema central en ecología debido a tres razones fundamentales. En primer lugar, por que las variaciones espaciales y temporales de diversidad, y las causas que subyacen a ellas, han suscitado siempre un gran interés entre los investigadores. En segundo lugar, debido a que las medidas de diversidad se interpretan como indicadores del estado de conservación o funcionamiento de los ecosistemas. En tercer lugar, por la existencia de profundos debates sobre la medición de la diversidad.

La diversidad es un concepto claro en términos de riqueza o nº de especies, es decir, en términos de variedad. No obstante, la diversidad tiene dos componentes: la variedad (nº de especies) y la abundancia relativa de cada una de las especies. Dependiendo del enfoque de los distintos investigadores, se le otorga más peso a uno u a otro, de modo que la diversidad puede medirse por el nº de especies, o bien por la distribución de las abundancias relativas de las especies, o bien utilizando una medida que combine los dos componentes, existiendo una amplia gama de formas de medir la diversidad específica (Magurran, 2004). Otro aspecto fundamental del concepto de diversidad específica es que se puede jerarquizar desde el punto de vista espacial: a la escala espacial más reducida se estudia la diversidad dentro de un hábitat homogéneo, y se habla de *diversidad alfa*; el siguiente nivel de la escala espacial es la



diversidad gamma, que se refiere a una unidad espacial mayor, como puede ser un paisaje, o también puede definirse como la diversidad conjunta de un grupo de áreas de diversidad alfa; la *diversidad épsilon* o *diversidad regional* es la diversidad total de un grupo de áreas de diversidad gamma, y suele aplicarse a grandes áreas biogeográficas. Magurran (2004) denomina *diversidad inventario* a estos tres niveles de diversidad (alfa, épsilon y gamma), ya que son el resultado del agrupamiento o reunión de unidades menores en una unidad mayor; pero todavía existe otro enfoque más en el estudio de la diversidad, que es la *diversidad diferencial*, de carácter eminentemente comparativo, que pretende medir cuán diferentes o cuán similares en diversidad son distintas unidades; la escala espacial más utilizada en la medida de la diversidad diferencial es la que compara unidades de diversidad alfa, y se denomina *diversidad beta*.

En relación con los procesos que intervienen en la determinación y mantenimiento de la diversidad específica, Shmida y Wilson (1985) diferencian 4 tipos de mecanismos:

- relaciones de nicho: el nicho de una especie es la gama de recursos utilizados por la especie en un punto particular dentro de un gradiente ambiental (Whittaker, Levin y Root, 1973). Dentro de una comunidad, las interacciones entre especies y las interacciones entre las especies y el ambiente determinan los nichos de cada una. Las relaciones de nicho determinan la diversidad de especies al nivel de comunidad (diversidad alfa). Por ejemplo, en comunidades con amplitudes de nicho elevadas (como puede ser una amplia gama de tamaños del alimento) se pueden acomodar más especies que en comunidades con amplitudes de nicho reducidas.
- diversidad de hábitats: las condiciones del hábitat determinan la distribución y abundancias de las especies. Las diferentes composiciones de especies debidas a la diversidad de hábitats constituyen la diversidad beta, que frecuentemente se denomina también “diversidad entre hábitats”. La diversidad de hábitats afecta a la diversidad beta, pero no a la diversidad alfa.
- efecto de masa (*mass effect*): en la naturaleza, las comunidades no son sistemas cerrados y aislados, sino entidades que interactúan con otras dentro de un sistema continuo e integrado, debido a que las comunidades nunca están exentas de la influencia de las comunidades adyacentes. El tipo de influencia más relevante en términos de sus efectos sobre la diversidad es la dispersión de los organismos, de modo que se produce un flujo de individuos entre



comunidades adyacentes. Como consecuencia del efecto de masa, las especies que se encuentran en una comunidad pueden dividirse en dos grupos: aquellas que se automantienen dentro de la comunidad en coexistencia con otras, y aquellas que no se automantienen dentro de la comunidad sino que su presencia depende del éxito reproductivo en áreas adyacentes. La consecuencia del efecto de masa sobre la diversidad es siempre un incremento de la diversidad alfa. Según Kunin (1998), el efecto de masa crea diversidad alfa a partir de la diversidad beta, y está estrechamente relacionado con el concepto de ecotono, ya que su consecuencia es que la diversidad de especies debe de incrementarse en las proximidades de los límites entre comunidades diferentes.

- equivalencia ecológica: la existencia de diferentes especies cuyos nichos y hábitats son equivalentes, da lugar a la posibilidad de que existan alternativas en la composición específica de las comunidades, es decir, comunidades equivalentes. El efecto de la equivalencia ecológica sobre la diversidad alfa es impredecible, aunque no suele ser muy acusado; sus principales efectos se manifiestan por incrementos de la diversidad beta.

Está ampliamente demostrado que los gasterópodos terrestres afectan profundamente a la diversidad y estructura de las comunidades vegetales (Dirzo y Harper, 1982; Cottam, 1986; Oliveira Silva 1992; Hulme, 1996; Speiser, 2001; Frank, 2003). También existen evidencias, aunque es un tema poco estudiado, de que los gasterópodos tienen un impacto negativo significativo sobre la productividad de prados y praderas (Port y Port, 1986; Baker, 1989, 2002; Barker, Addison y Pottinger, 1985; Barker y Addison, 1992; Curry, 1994; Barker, 2002). Por otro lado, diversas especies de caracoles y babosas actúan como hospedadores intermediarios de parásitos (trematodos, cestodos, nematodos) que afectan a especies animales domésticas, silvestres, e incluso al hombre (Cordero del Campillo, Castañón y Reguera, 1994).

Cualquier comunidad, definida como “ensamblaje de poblaciones de especies que existen simultáneamente en el espacio y en el tiempo” (Begon, Harper y Townsed, 1999) puede ser más o menos rica en especies, y éstas tienen características propias y difieren entre sí en abundancia y en sus interacciones con el medio. Las diferentes especies de una comunidad de gasterópodos terrestres no son igualmente importantes en relación con los aspectos mencionados en el párrafo anterior y, en función de ello, el primer objetivo de este trabajo fue caracterizar la composición específica, diversidad y abundancia de las comunidades existentes en las parcelas de estudio, así como



determinar hasta que punto son semejantes o diferentes entre sí, teniendo en cuenta la similitud de las parcelas de estudio en cuanto a vegetación y usos del suelo.

3.2.- Tratamiento y análisis de datos

Dado que el esfuerzo de muestreo fue idéntico en las cuatro comunidades estudiadas, se realizó la caracterización y comparación de las cuatro considerando el conjunto de los datos disponibles, es decir, el total de especies y de ejemplares que se registraron en cada comunidad a lo largo de todo el período de estudio. Sobre esta base, se realizó una clasificación de las especies presentes en cada comunidad según las categorías de dominancia propuestas por Čejka (2005), que son:

- Categoría I (especies dominantes): especies con una abundancia relativa >15%.
- Categoría II: especies con una abundancia relativa entre el 15% y el 6%.
- Categoría III: especies con una abundancia relativa entre el 6% y el 1%.
- Categoría IV: especies con una abundancia relativa <1%.

Siguiendo las recomendaciones de Krebs (1999) para el estudio de la diversidad en comunidades, se construyeron gráficos de rango/abundancia para cada una, representando en el eje de abscisas la secuencia de abundancia de especies desde la más abundante a la más rara, y en el eje de ordenadas la abundancia relativa (proporción) en escala logarítmica (diagramas de Whittaker).

Para el estudio de la riqueza específica se utilizó el método de rarefacción basado en el número de individuos, que permite realizar comparaciones de riqueza de especies entre comunidades caracterizadas por muestras de tamaños diferentes, y cuya comparación directa no es adecuada debido al principio general que establece que el número de especies registradas es tanto mayor cuanto mayor es el tamaño de la muestra, aún cuando el esfuerzo de muestreo sea el mismo en las diferentes comunidades (Krebs, 1999; Gotelli y Colwell, 2001); el método de rarefacción soslaya el problema de las diferencias en el tamaño de muestra estandarizando todas las muestras a un tamaño común, y su aplicación requiere que las comunidades estudiadas sean taxonómicamente similares, que las muestras procedan de hábitats



comparables, y que los métodos de muestreo sean semejantes, condiciones todas ellas que se cumplen en el presente trabajo.

Además de la riqueza específica, que es el indicador más básico de la diversidad de una comunidad, se calcularon también otros índices de diversidad basados en la estructura de las comunidades, ya que ambos, los valores de riqueza específica y los índices basados en la estructura, son complementarios en la descripción de la diversidad (Krebs, 1999; Moreno, 2001). Los índices de diversidad que se calcularon para cada comunidad fueron:

- el índice alfa del modelo logarítmico de distribución de la abundancia de las diferentes especies, como método paramétrico basado en la estructura de la comunidad. El índice alfa constituye un indicador de diversidad ampliamente utilizado, por su gran capacidad de discriminación y por ser poco sensible al tamaño de muestra, siendo adecuado incluso en aquellos casos en los que la distribución de abundancia de especies de la comunidad no se ajusta a la distribución logarítmica (Krebs, 1999; Magurran, 2004). El valor de alfa, que es bajo cuando el número de especies es reducido y es alto cuando el número de especies en la muestra es elevado, viene dado por la expresión,

$$S = \alpha \log_e \left(1 + \frac{N}{\alpha} \right)$$

donde:

S = número total de especies en la muestra

N = número total de ejemplares en la muestra

α = índice de diversidad

- el índice de Shannon-Wiener, como medida de heterogeneidad. Este índice viene dado por la expresión,

$$H' = - \sum_{i=1}^s (p_i) (\log_2 p_i)$$

donde:

H' = índice de Shannon-Wiener

S = número de especies

p_i = proporción de la especie i en la muestra



El índice de Shannon-Wiener aumenta con el número de especies presentes en la comunidad y teóricamente puede alcanzar valores muy elevados (el valor máximo teórico es $(\log_2 S)$), aunque en la práctica parece no exceder nunca de 5 en las comunidades biológicas (Krebs, 1999).

- el índice de uniformidad de Simpson. El valor de este índice varía entre 0 y 1, siendo 1 el valor correspondiente a la uniformidad total, es decir, aquella en la que todas las especies de la comunidad presentaran la misma abundancia. El índice de uniformidad de Simpson viene dado por la expresión,

$$E_{1/D} = \frac{1/D}{S}$$

donde:

$E_{1/D}$ = índice de uniformidad de Simpson

S = número de especies en la muestra

$$D = \sum p_i^2$$

p_i = proporción de la especie i en la muestra

La variación temporal de la diversidad de cada comunidad a lo largo del período de estudio se analizó por medio del cálculo del índice alfa del modelo logarítmico de distribución de abundancia de las especies, para cada uno de los muestreos realizados; dado que los índices de diversidad calculados para un cierto número de muestras tienden a distribuirse normalmente (Magurran, 2004; Moreno, 2001), se aplicó un modelo lineal generalizado (McCullagh y Nelder, 1989) con el fin de obtener un modelo explicativo de la variabilidad observada en el índice alfa para el conjunto de las 4 localidades y los 26 muestreos realizados en cada una, considerando la localidad como factor fijo, y el muestreo (\approx tiempo) como factor aleatorio.

El estudio de la diversidad beta, es decir, el grado de cambio en la composición de las comunidades estudiadas, se realizó por medio del índice de complementariedad, que es una medida de disimilitud, y mediante un índice de similitud, el índice C_λ de Morisita.



El índice de complementariedad (Colwell y Coddington, 1994) cuantifica el grado de disimilitud en la composición específica de las comunidades que se comparan. Sólo tiene en cuenta las especies, pero no la abundancia de cada una. Su valor varía entre 0 (composición específica idéntica) y 1 (composición específica completamente diferente, es decir, especies complementarias), y se calcula por medio de la expresión,

$$C_{AB} = \frac{a + b - 2c}{a + b - c}$$

donde:

C_{AB} = índice de complementariedad entre las muestras A y B

a = número de especies presentes en la muestra A

b = número de especies presentes en la muestra B

c = número de especies comunes en las muestras A y B

El índice de similitud C_λ de Morisita es prácticamente independiente de los tamaños muestrales (Krebs, 1999), y ha sido recomendado por Wolda (1981) como uno de los mejores índices para la comparación de la composición específica entre comunidades. A diferencia del índice de complementariedad, sí tiene en cuenta la abundancia relativa de las especies en las comunidades que se comparan. Su valor varía entre 0 (no similitud) y 1 (similitud total), y viene dado por la expresión,

$$C_\lambda = \frac{2 \sum X_{ij} X_{ik}}{(\lambda_1 + \lambda_2) N_j N_k}$$

donde:

C_λ = índice de similitud de Morisita

X_{ij}, X_{ik} = número de ejemplares de la especie i en las muestras j y k

$N_j = \sum X_{ij}$ = número total de ejemplares en la muestra j

$N_k = \sum X_{ik}$ = número total de ejemplares en la muestra k

$$\lambda_1 = \frac{\sum [X_{ij} (X_{ij} - 1)]}{N_j (N_j - 1)}$$

$$\lambda_2 = \frac{\sum [X_{ik} (X_{ik} - 1)]}{N_k (N_k - 1)}$$



El estudio de la existencia de efecto ecotono sobre la abundancia de moluscos y la diversidad de especies se estudió sólo en las localidades de Monforte y de Santa Comba, debido a que en éstas las unidades de muestra utilizadas (trampas y muestras de suelo) estaban dispuestas en un único bloque de 4 filas, mientras que en las otras dos localidades las unidades de muestra estaban dispuestas en diferentes bloques (FIGURA 2.6). Para ello, en cada una de las dos localidades, se realizó una comparación directa de los datos de diversidad y abundancia procedentes de las dos filas de unidades de muestra que estaban más alejadas entre sí, siendo cada fila el conjunto de 10 trampas y 5 muestras de suelo; en concreto, las comparaciones realizadas fueron:

- En Monforte, se comparó la fila 1, situada al borde de la pradera en las proximidades de un pequeño arroyo que marca su límite, con la fila 4, situada hacia el interior de la pradera, a unos 5 m de distancia de la fila 1.
- En Santa Comba, se comparó la fila 1, situada al borde del prado junto a un terreno con frutales y cultivos hortícolas, con la fila 4, situada hacia el interior del prado, a unos 5 m de distancia de la fila 1.

La comparación entre las dos filas de cada localidad se realizó para variables que expresan diversidad (nº de especies, índice de diversidad α , e índice H' de Shannon-Wiener) y para variables que expresan abundancia (número total de ejemplares y biomasa total en gramos), y como análisis estadístico se utilizó la prueba t para muestras relacionadas; para los análisis, los datos de nº de especies y nº de ejemplares se transformaron previamente en forma raíz cuadrada ($\sqrt{Y+0.5}$) y los datos de biomasa se transformaron logarítmicamente ($\log(Y+1)$) (Sokal y Rohlf, 1981; Krebs, 1999).

Los índices de diversidad se calcularon utilizando el programa Ecological Methodology 6.1. (Exeter Software), basado en Krebs (1999). Los intervalos de confianza al 95% se obtuvieron por remuestreo (bootstrapping) y están basados en la realización de 5000 remuestreos. Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el programa SPSS 15.0.1.



3.3.- Resultados

3.3.1. Composición específica y abundancia

Para el conjunto de las cuatro localidades y todo el período de estudio se registraron en total de 34337 ejemplares de gasterópodos terrestres, pertenecientes a 19 especies. La TABLA 3.1 relaciona el número total de individuos de cada especie que se registraron, y la TABLA 3.2 las especies de cada localidad y su abundancia absoluta.

Especie	Nº de ejemplares
<i>Deroceras reticulatum</i> (Müller, 1774)	12049
<i>Deroceras laeve</i> (Müller, 1774)	2794
<i>Deroceras panormitanum</i> (Lessona et Pollonera, 1882)	5929
<i>Arion intermedius</i> Normand, 1852	2881
<i>Arion ater</i> (Linnaeus, 1758)	445
<i>Arion lusitanicus</i> Mabille, 1868	500
<i>Limax maximus</i> Linnaeus, 1758	64
<i>Milax gagates</i> (Draparnaud, 1801)	173
<i>Lehmannia marginata</i> (Müller, 1774)	64
<i>Cantareus aspersus</i> (Müller, 1774)	510
<i>Portugala inchoata</i> (Morelet, 1845)	384
<i>Cochlicella acuta</i> (Müller, 1774)	2524
<i>Oestophora barbula</i> (Rossmässler, 1838)	1670
<i>Cepaea nemoralis</i> (Linnaeus, 1758)	100
<i>Oxychilus cellarius</i> (Müller, 1774)	2313
<i>Cochlicopa lubrica</i> (Müller, 1774)	1825
<i>Discus rotundatus</i> (Müller, 1774)	33
<i>Vitrina pellucida</i> (Müller, 1774)	19
<i>Ponentina ponentina</i> (Morelet, 1845)	60
Total de ejemplares	34337
Total de especies	19

TABLA 3.1: Relación de especies y ejemplares que se registraron en el presente trabajo.



Globalmente, la especie más abundante fue *Deroceras reticulatum*, cuyos 12049 ejemplares representan un 35.1% de la muestra total, y que fue también la especie más abundante en las localidades de Monforte y de Abadín. La segunda especie más abundante fue *Deroceras panormitanum*, cuyos 5929 ejemplares suponen un 17.3% de la muestra total; *D. panormitanum* fue la especie más abundante en la localidad de Santa Comba, aunque estaba ausente de la de Monforte. El resto de las especies presentaron una abundancia relativa inferior al 10% de la muestra total, y su orden de importancia fue, de mayor a menor:

Arion intermedius, 8.4%, presente en las 4 localidades

Deroceras laeve, 8.1%, presente sólo en Monforte

Cochlicella acuta, 7.4%, presente en Monforte y Cambados

Oxychilus cellarius, 6.7%, presente en las 4 localidades

Cochlicopa lubrica, 5.3%, presente en la 4 localidades

Oestophora barbula, 4.9%, presente en Monforte, Cambados y Santa Comba

Cantareus aspersus, 1.5%, presente en las 4 localidades

Arion lusitanicus, 1.5%, presente en las 4 localidades

Arion ater, 1.3%, presente en Monforte, Abadín y Santa Comba

Portugala inchoata, 1.1%, presente en Monforte, Abadín y Cambados

Milax gagates, 0.5%, presente en Monforte, Cambados y Santa Comba

Cepaea nemoralis, 0.3%, presente en Monforte Abadín y Cambados

Limax maximus, 0.2%, presente en Monforte y Santa Comba

Lehmannia marginata, 0.2%, presente en Cambados y Santa Comba

Ponentina ponentina, 0.2%, presente sólo en Cambados

Discus rotundatus, 0.1%, presente sólo en Abadín

Vitrina pellucida, 0.1%, presente sólo en Abadín



Especie	Monforte	Abadín	Cambados	Santa Comba
<i>Deroceras reticulatum</i>	4875	1806	1747	3621
<i>Deroceras laeve</i>	2794			
<i>Deroceras panormitanum</i>		57	1952	3920
<i>Arion intermedius</i>	275	746	551	1309
<i>Arion ater</i>	337	15		93
<i>Arion lusitanicus</i>	199	29	23	249
<i>Limax maximus</i>	8			56
<i>Milax gagates</i>	62		104	7
<i>Lehmannia marginata</i>			3	61
<i>Cantareus aspersus</i>	77	16	413	4
<i>Portugala inchoata</i>	166	9	209	
<i>Cochlicella acuta</i>	444		2080	
<i>Oestophora barbula</i>	17		1638	15
<i>Cepaea nemoralis</i>	33	8	59	
<i>Oxychilus cellarius</i>	24	220	1906	163
<i>Cochlicopa lubrica</i>	556	85	1160	24
<i>Discus rotundatus</i>		33		
<i>Vitrina pellucida</i>		19		
<i>Ponentina ponentina</i>			60	
Total de ejemplares	9867	3043	11905	9522
Total de especies	14	12	14	12

TABLA 3.2: Relación de especies y ejemplares que se registraron en las 4 localidades de estudio.

Por localidades, la mayor abundancia de gasterópodos se registró en Cambados (11905 ejemplares, 34.7% de la muestra total), seguida de Monforte (9867 ejemplares, 28.7% de la muestra total), Santa Comba (9522 ejemplares, 27.7% de la muestra total) y Abadín (3043 ejemplares, 8.9 % de la muestra total). Las especies incluidas en cada una de las categorías de dominancia se muestran en la TABLA 3.3. Las distribuciones de especies entre las 4 categorías de dominancia presentan diferencias claras entre localidades (FIGURA 3.1); la TABLA 3.4 muestra los resultados de la comparación de dichas distribuciones entre pares de localidades, mediante la prueba χ^2 , que puso de manifiesto la existencia de diferencias significativas entre todas las localidades, excepto entre Abadín y Santa Comba, cuyas distribuciones son similares. Estas diferencias entre localidades en la distribución de abundancia de las especies quedan también plasmadas en las diferentes formas de las curvas de rango/abundancia de los diagramas de Whittaker (FIGURA 3.2).



Categoría de dominancia	Monforte	Abadín	Cambados	Santa Comba
Categoría I > 15%	<i>D. reticulatum</i> <i>D. laeve</i>	<i>D. reticulatum</i> <i>A. intermedius</i>	<i>C. acuta</i> <i>D. panormitanum</i> <i>O. cellarius</i>	<i>D. panormitanum</i> <i>D. reticulatum</i>
Categoría II 15% - 6%		<i>O. cellarius</i>	<i>D. reticulatum</i> <i>O. barbula</i> <i>C. lubrica</i>	<i>A. intermedius</i>
Categoría III 6% - 1%	<i>C. lubrica</i> <i>C. acuta</i> <i>A. ater</i> <i>A. intermedius</i> <i>A. lusitanicus</i> <i>P. inchoata</i>	<i>C. lubrica</i> <i>D. panormitanum</i> <i>D. rotundatus</i>	<i>A. intermedius</i> <i>C. aspersus</i> <i>P. inchoata</i>	<i>A. lusitanicus</i> <i>O. cellarius</i>
Categoría IV < 1%	<i>C. aspersus</i> <i>M. gagates</i> <i>C. nemoralis</i> <i>O. cellarius</i> <i>O. barbula</i> <i>L. maximus</i>	<i>A. lusitanicus</i> <i>V. pellucida</i> <i>C. aspersus</i> <i>A. ater</i> <i>P. inchoata</i> <i>C. nemoralis</i>	<i>M. gagates</i> <i>P. subvirescens</i> <i>C. nemoralis</i> <i>A. lusitanicus</i> <i>L. marginata</i>	<i>A. ater</i> <i>L. marginata</i> <i>L. maximus</i> <i>C. lubrica</i> <i>O. barbula</i> <i>M. gagates</i> <i>C. aspersus</i>

TABLA 3.3: Relación de especies por categoría de dominancia en las 4 localidades de estudio.

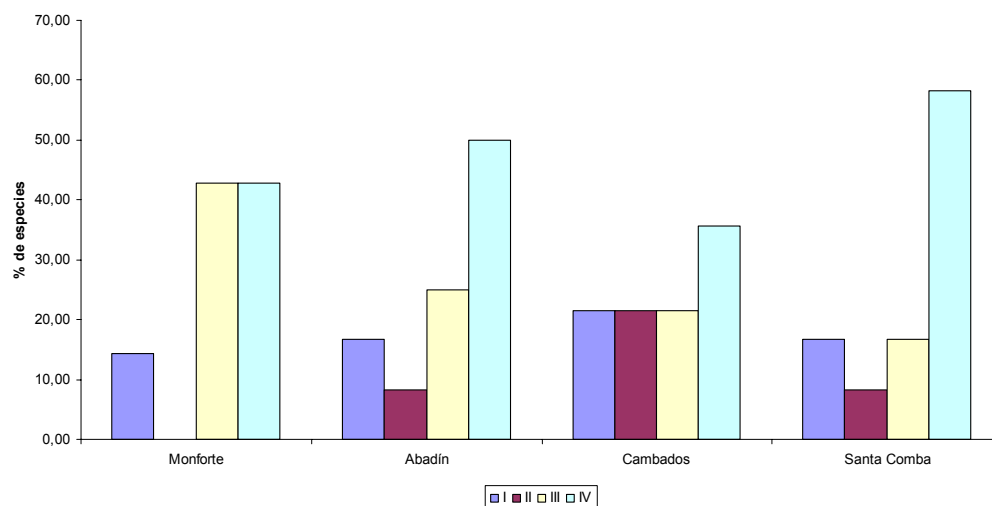


FIGURA 3.1: Distribuciones de especies por categoría de dominancia (I, II, III, IV) en las 4 localidades de estudio.



	Santa Comba	Cambados	Abadín
Monforte	$\chi^2 = 16.81$ g.l.= 2 $p < 0.001$	$\chi^2 = 22.07$ g.l.= 2 $p < 0.001$	$\chi^2 = 8.19$ g.l.= 2 $p < 0.05$
Abadín	$\chi^2 = 2.31$ g.l.= 3 N.S.	$\chi^2 = 9.02$ g.l.= 3 $p < 0.05$	
Cambados	$\chi^2 = 12.39$ g.l.= 3 $p < 0.01$		

TABLA 3.4: Resultados de la comparación de las distribuciones de especies en categorías de dominancia entre las localidades de estudio, mediante la prueba χ^2 . Para las comparaciones con la localidad de Monforte se reunieron las categorías I+II. N.S. = diferencias no significativas.

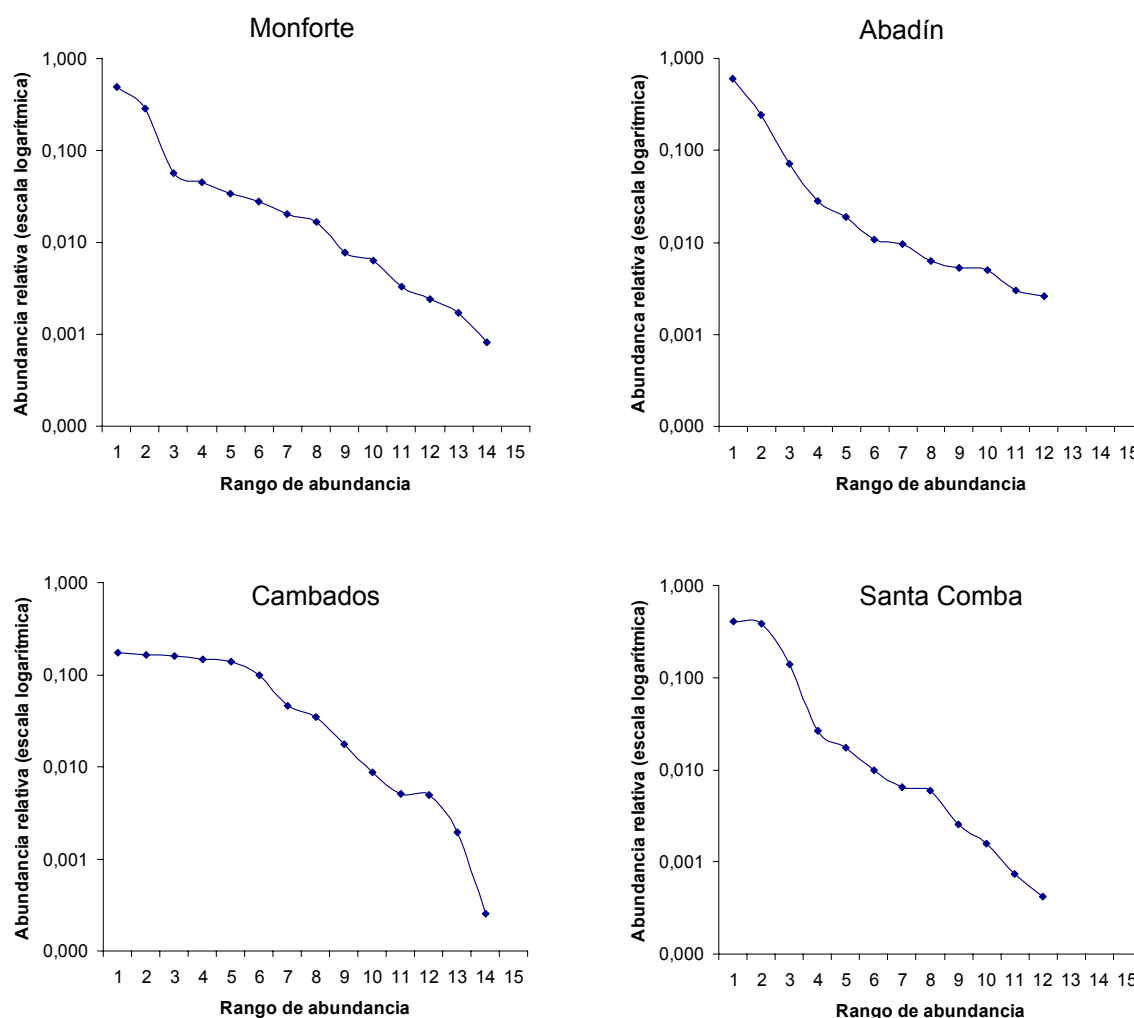


FIGURA 3.2: Curvas de rango/abundancia (diagramas de Whittaker) de las 4 comunidades estudiadas.



3.3.2. Diversidad

Para las muestras totales, las comunidades estudiadas fueron iguales 2 a 2 en términos de riqueza específica, con 14 especies en Monforte y en Cambados, y 12 especies en Abadín y en Santa Comba. No obstante, las curvas de rarefacción (FIGURA 3.3) indican que, a igual tamaño de muestra, la riqueza específica esperada es ligeramente mayor en Monforte que en Cambados para muestras de más de 750 ejemplares, mientras que para muestras menores el nº esperado de especies es mayor en Cambados; con respecto las otras dos localidades, el nº esperado de especies en Abadín es mayor que en Santa Comba para todos los tamaños de muestra calculados.

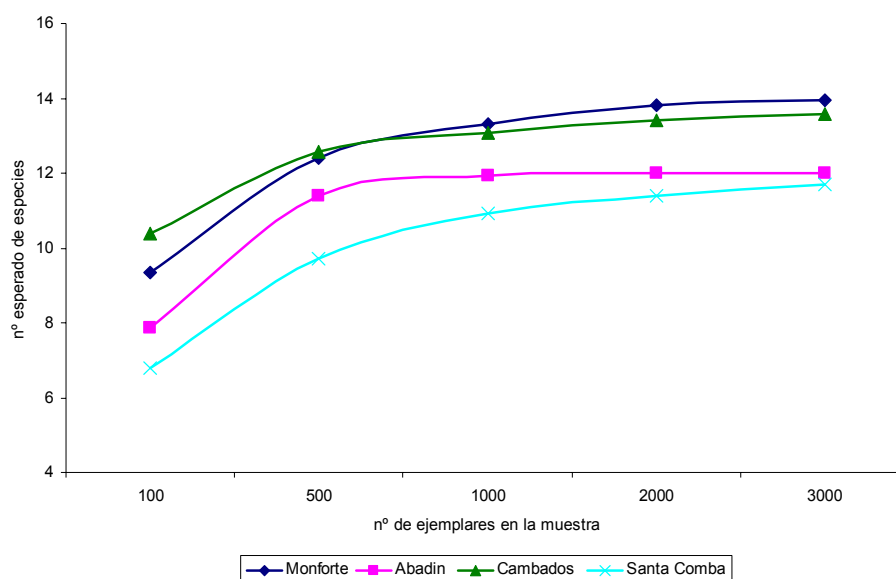


FIGURA 3.3: Curvas de rarefacción de las 4 comunidades estudiadas, obtenidas a partir de la muestra total de cada comunidad.

La TABLA 3.5 muestra los valores de los índices de diversidad que se obtuvieron para cada comunidad. Con respecto al índice alfa, las 4 comunidades mostraron valores similares, que no son significativamente diferentes entre sí a juzgar por sus intervalos de confianza al 95% (FIGURA 3.4); el índice H' de Shannon-Wiener, que es una medida de heterogeneidad, sí que mostró diferencias entre las 4



comunidades, y ofrece el ranking de diversidad Cambados>Monforte>Santa Comba>Abadín; el índice de uniformidad de Simpson señala también a la de Cambados como la comunidad más diversa, y a la de Abadín como la menos diversa, con un ranking Cambados> Santa Comba>Monforte>Abadín.

	Índice α	Índice H' de Shannon-Wiener	Índice de uniformidad de Simpson
Monforte	1.5985	2.148	0.215
Abadín	1.5862	1.77	0.199
Cambados	1.5594	3.049	0.522
Santa Comba	1.3521	1.892	0.249

TABLA 3.5: Valores de los índices de diversidad de cada comunidad.

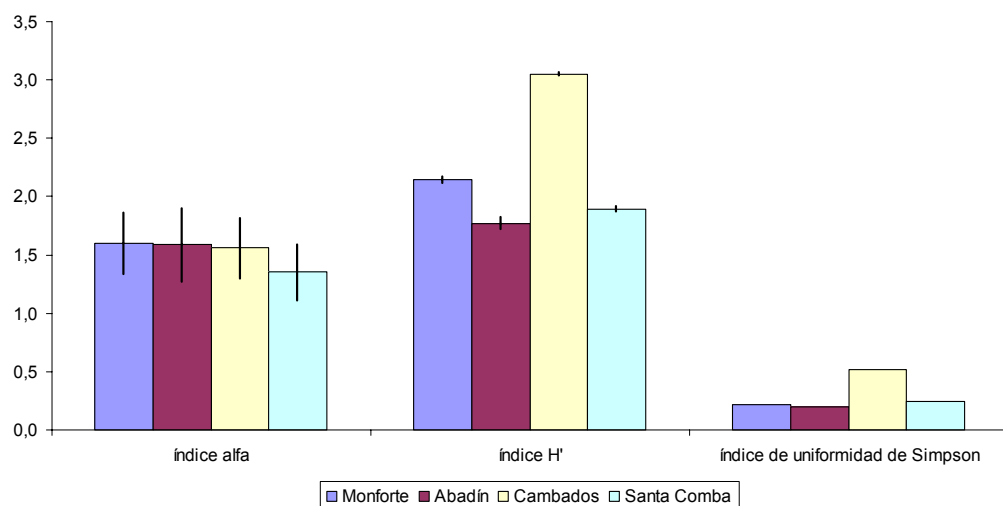


FIGURA 3.4: Índices de diversidad y sus intervalos de confianza al 95% para las 4 comunidades estudiadas .

La FIGURA 3.5 representa la variación del índice de diversidad alfa a lo largo del período de estudio, en cada una de las localidades; los coeficientes de variación que mostró el índice fueron del 29.41% en Santa Comba, del 24.13% en Abadín, del 23.55% en Monforte, y del 12.99% en Cambados (TABLA 3.6). No obstante, la aplicación de un modelo lineal generalizado a la variabilidad obtenida en el índice alfa para el conjunto de localidades y muestreos indicó que, si bien el factor “localidad” tuvo un efecto altamente significativo sobre el índice ($F= 31.739$, g.l.= 3, 75, $p<0.001$),



el factor “muestreo” no tuvo un efecto significativo ($F= 1.447$, g.l.= 25, 75, $p=0.113$); los valores del estadístico eta cuadrado parcial indican que el factor “localidad” explica un 55.9% de la variabilidad observada en el índice alfa, mientras que el “muestreo” explica un 32.5% de dicha variabilidad.

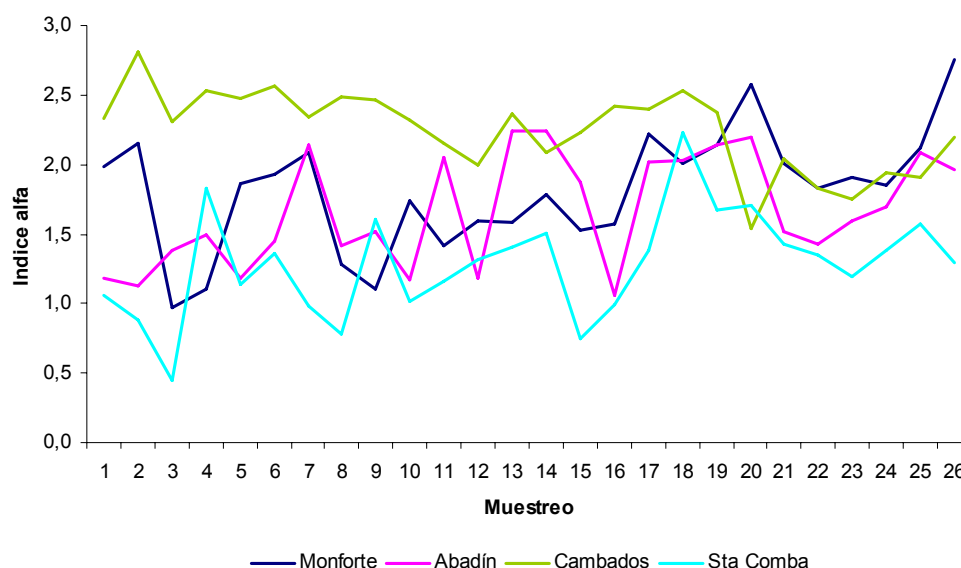


FIGURA 3.5: Variación del índice de diversidad alfa a lo largo del período de estudio en cada una de las localidades.

Con respecto a la diversidad beta, si se tienen sólo en cuenta los inventarios de especies presentes en las diferentes comunidades, las más semejantes entre sí fueron las de Monforte y Cambados, que comparten 11 especies de las 14 presentes en cada una, lo que equivale a un índice de complementariedad $C=0.35$; del mismo modo, las comunidades más diferenciadas fueron las Abadín y Santa Comba, con 8 especies compartidas de las 12 presentes en cada una y un índice de complementariedad $C=0.50$ (TABLA 3.7). El nº de especies comunes a las 4 comunidades fue de 6 (*D. reticulatum*, *A. intermedius*, *A. lusitanicus*, *C. aspersus*, *O. cellarius*, *C. lubrica*), es decir, un 31.6% de las 19 especies registradas en total.



Muestreo	Monforte	Abadín	Cambados	Santa Comba
1	1,985	1,178	2,332	1,064
2	2,155	1,128	2,813	0,878
3	0,976	1,378	2,305	0,443
4	1,106	1,493	2,530	1,830
5	1,858	1,187	2,479	1,139
6	1,924	1,452	2,566	1,366
7	2,087	2,147	2,345	0,986
8	1,279	1,419	2,492	0,780
9	1,106	1,519	2,469	1,605
10	1,743	1,175	2,317	1,019
11	1,412	2,051	2,149	1,157
12	1,599	1,178	1,998	1,319
13	1,587	2,241	2,360	1,401
14	1,782	2,247	2,081	1,508
15	1,527	1,871	2,236	0,748
16	1,577	1,054	2,422	0,992
17	2,224	2,015	2,396	1,381
18	2,013	2,025	2,534	2,229
19	2,145	2,144	2,372	1,674
20	2,572	2,196	1,542	1,712
21	2,008	1,521	2,041	1,426
22	1,825	1,423	1,828	1,352
23	1,908	1,591	1,750	1,188
24	1,846	1,698	1,946	1,387
25	2,122	2,081	1,903	1,568
26	2,759	1,966	2,195	1,298
Coefficiente de variación	23.55%	24.13%	12.99%	29.41%

TABLA 3.6: Valores del índice de diversidad alfa para cada localidad y ocasión de muestreo.

Según el índice de similitud de Morisita, que tiene en cuenta las distribuciones de abundancia de las especies en las comunidades que se comparan, las más similares entre sí fueron las de Monforte y Abadín, con un índice $C_\lambda=0.80$, y las menos similares las de Monforte y Cambados, con un índice de similitud $C_\lambda=0.38$ (TABLA 3.8).

	Santa Comba	Cambados	Abadín
Monforte	0.38	0.35	0.47
Abadín	0.50	0.47	
Cambados	0.38		

TABLA 3.7: Valores del índice de complementariedad de especies (índice C) entre las comunidades estudiadas.



	Santa Comba	Cambados	Abadín
Monforte	0.58	0.38	0.80
Abadín	0.71	0.42	
Cambados	0.56		

TABLA 3.8: Valores del índice de similitud de Morisita C_λ entre las comunidades estudiadas.

3.3.3. Estudio del efecto ecotono

La comparación directa de los datos de diversidad y abundancia de gasterópodos obtenidos en la fila de muestras nº 1, situada en el borde o límite de la parcela de estudio, junto a terrenos de otra naturaleza, y en la fila de muestras nº 4, situada unos 5 m hacia el interior de la parcela, puso de manifiesto la existencia de una mayor diversidad de gasterópodos en el borde de las parcelas con respecto a su interior. En cuanto a la abundancia, los resultados fueron menos concluyentes, pero en general se registraron mayores cantidades y biomásas de gasterópodos en la fila de muestras situada más hacia el interior de las parcelas que en la fila del borde.

Con respecto a los indicadores de diversidad, las dos filas resultaron significativamente diferentes en relación con el índice alfa y el índice H' de Shannon-Wiener, que presentaron valores mayores en la fila 1 (borde) que en la fila 4 (interior) tanto en la parcela de Monforte como en la de Santa Comba (Monforte, FIGURA 3.6; índice de diversidad alfa, $t=3.444$, g.l.=24, $p<0.01$; índice de diversidad H' de Shannon-Wiener, $t=4.345$, g.l.=25, $p<0.001$) (Santa Comba, FIGURA 3.7; índice de diversidad alfa, $t=3.765$, g.l.=19, $p<0.001$; índice de diversidad H' de Shannon-Wiener, $t=6.704$, g.l.=23, $p<0.001$); con respecto al nº de especies, en las dos parcelas fue mayor en la fila 1 (borde) que en la fila 4 (interior), aunque las diferencias sólo resultaron significativas en Santa Comba (Monforte, FIGURA 3.6; $t=0.758$, g.l.=24, $p=0.455$; Santa Comba, FIGURA 3.7; $t=3.285$, g.l.=25, $p<0.01$).

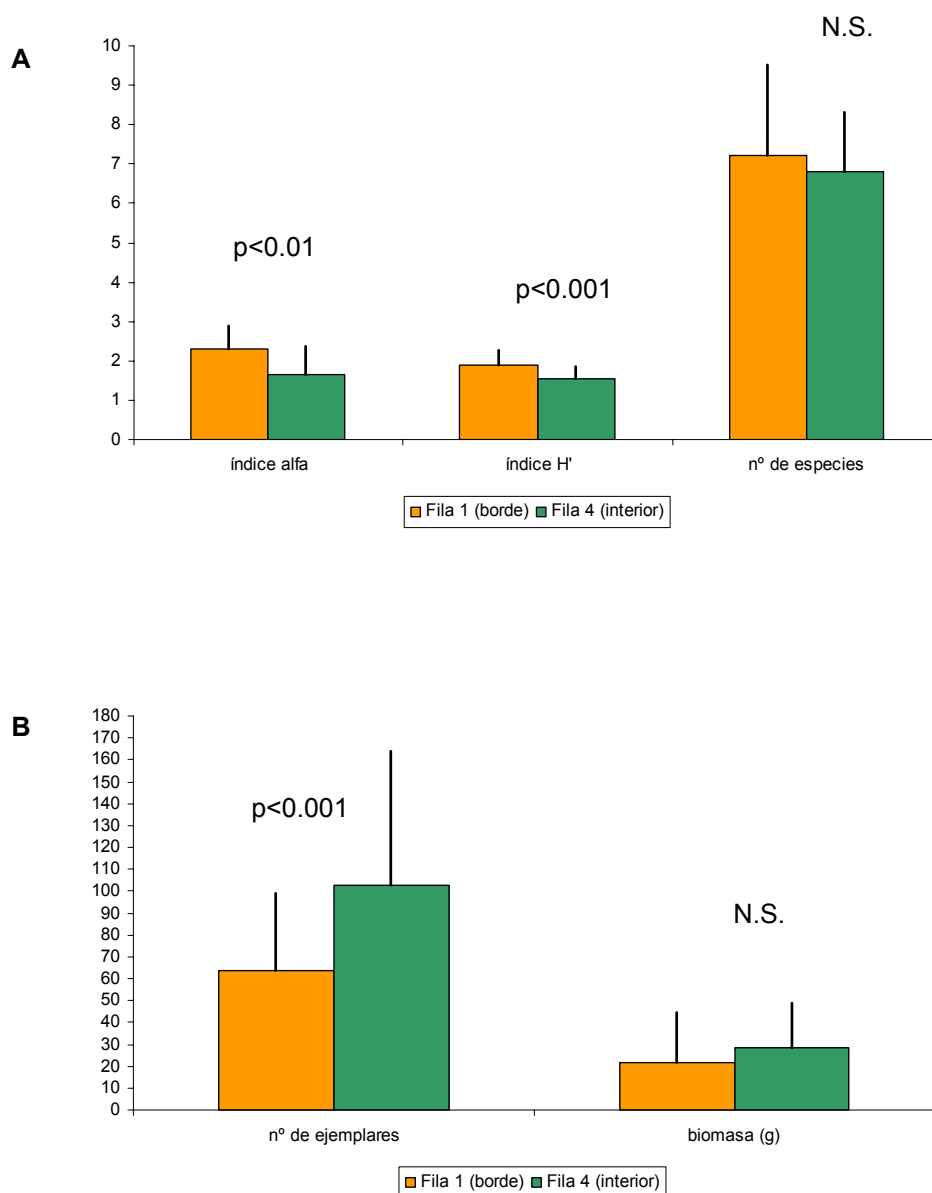


FIGURA 3.6: Diversidad (A) y abundancia (B) de gasterópodos (medias y desviaciones típicas) en las filas de muestras 1 (borde) y 4 (interior) de la parcela de Monforte. Los valores de significación (p) se refieren a los resultados de la prueba t para muestras relacionadas. Las comparaciones del nº de ejemplares y del nº de especies se realizaron sobre los datos transformados en su raíz cuadrada. Las comparaciones de biomasa total se realizaron sobre los datos transformados logarítmicamente. Se muestran las medias y desviaciones no transformadas. N.S.= diferencias no significativas.

Con respecto a los indicadores de abundancia, el nº de ejemplares y la biomasa total de gasterópodos fueron mayores en la fila 4 (interior) que en la fila 1



(borde) en ambas localidades, aunque las diferencias sólo resultaron significativas con respecto al nº de ejemplares en Monforte (Monforte, FIGURA 3.6; nº de ejemplares, $t=4.271$, g.l.=25, $p<0.001$; biomasa, $t=1.472$, g.l.=25, $p=0.153$) (Santa Comba, FIGURA 3.7; nº de ejemplares, $t=0.054$, g.l.=25, $p=0.957$; biomasa, $t=0.892$, g.l.=25, $p=0.381$).

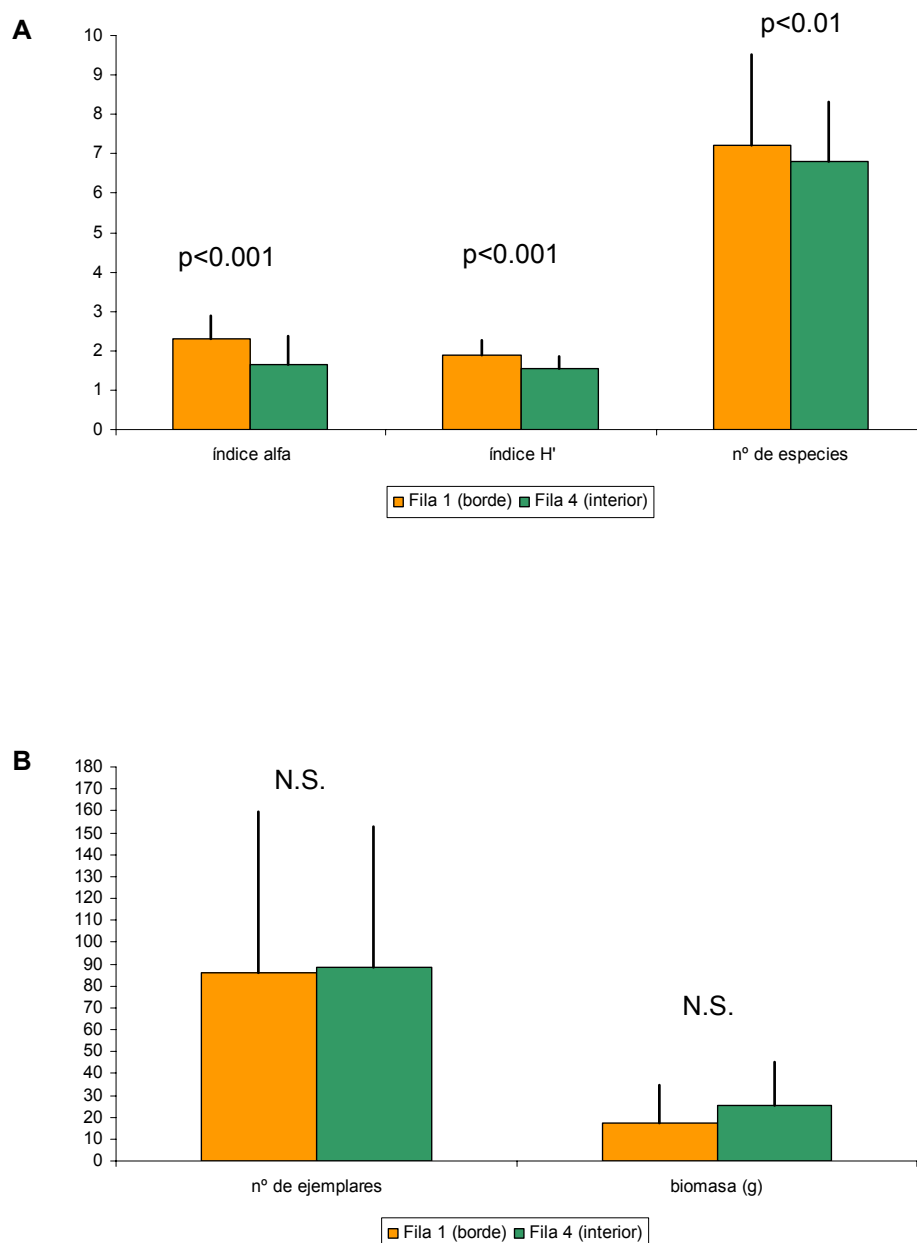


FIGURA 3.7: Diversidad (A) y abundancia (B) de gasterópodos (medias y desviaciones típicas) en las filas de muestras 1 (borde) y 4 (interior) de la parcela de Santa Comba. Los valores de significación (p) se refieren a los resultados de la prueba t para muestras relacionadas. Las comparaciones del nº de ejemplares y del nº de especies se realizaron sobre los datos transformados en su raíz cuadrada. Las comparaciones de biomasa total se realizaron sobre los datos transformados logarítmicamente. Se muestran las medias y desviaciones no transformadas. N.S.= diferencias no significativas.



3.4.- Discusión y conclusiones

Ninguna de las 19 especies registradas figura en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN (www.iucnredlist.org), ni en el Catálogo Español de Especies Amenazadas (www.mma.es/portal/secciones/biodiversidad/especies_amenazadas/). A nivel de Galicia, el caracol *P. inchoata* figura como especie de interés en el Catálogo Gallego de Especies Amenazadas, dentro de la categoría de endemismos (medioambiente.xunta.es/espazosNaturais/especies_amenazadas.jsp).

Sin embargo, 12 de ellas han sido citadas como causantes de daños en diversos cultivos y zonas geográficas:

- *D. reticulatum*, en todo tipo de cultivos de zonas de clima templado de todo el mundo, y en algunas zonas tropicales (South, 1992).
- *D. laeve*, en cultivos hortícolas y ornamentales en Europa (Port y Ester, 2002), y en cultivos de maíz, soja, legumbres forrajeras y praderas en Norteamérica (Hammond y Byers, 2002; Byers, 2002; Barker, 2002).
- *D. panormitanum*, en una gran variedad de cultivos en Europa (South, 1992; Castillejo, Seijas y Villoch, 1996) y en Nueva Zelanda (Barker, 1999).
- *A. intermedius*, en cultivos hortícolas y en frutales del norte de España (Castillejo, Seijas y Villoch, 1996), y en praderas en Nueva Zelanda (Barker, 1999, 2002).
- *A. ater*, en cultivos de cereales en Europa (Glen y Moens, 2002) y en cultivos hortícolas en España (Castillejo, Seijas y Villoch, 1996).
- *A. lusitanicus*, en cultivos de colza en Suiza y Alemania (Frank, 1998ab).
- *L. maximus*, en huertos y cultivos de ornamentales en Nueva Zelanda (Barker, 1999).
- *M. gagates*, en una gran variedad de cultivos en Europa, Norteamérica y Nueva Zelanda (South, 1992; Castillejo, Seijas y Villoch, 1996; Barker, 1999).
- *L. marginata*, en cultivos hortícolas en el norte de España (Castillejo, Seijas y Villoch, 1996).
- *C. aspersus*, en cultivos hortícolas y ornamentales en Europa (Port y Ester, 2002; Castillejo, Seijas y Villoch, 1996) y Nueva Zelanda (Barker, 1999), en viñedos en Australia y Sudáfrica (Sanderson y Sirgel, 2002) y en cultivos de cítricos en California (Sakovich, 2002).



- *C. acuta*, en praderas y en cultivos de leguminosas de forraje y de cereales en Australia (Baker, 2002).
- *C. nemoralis*, en huertas en el norte de España (Castillejo, Seijas y Villoch, 1996).

Cuatro de estas 12 especies (*D. reticulatum*, *D. panormitanum*, *A. intermedius* y *M. gagates*) son consideradas como las más importantes en relación con los efectos negativos de las comunidades de gasterópodos terrestres en praderas (Barker, 2002). Con respecto a *C. acuta*, conviene mencionar que los graves prejuicios económicos que se le achacan en praderas y cultivos de leguminosas forrajeras y de cereales en Australia, no se deben sólo a su efecto directo sobre las plantas, sino a que *C. acuta*, junto con *Cochlicella barbara* (Linnaeus, 1758), *Cernuella virgata* (Da Costa, 1778) y *Theba pisana* (Müller, 1774) llegan a alcanzar densidades de población tan elevadas en algunas regiones del sur de Australia que ocasionan daños a la maquinaria utilizada para cosechar, y aumentan los costes de producción debido a la necesidad de eliminarlos mecánicamente antes de enviar las cosechas a los compradores; también se ha señalado que los pastos y forrajes contaminados con la baba de los caracoles son rechazados por el ganado (Baker, 2002).

Los trabajos realizados sobre diversidad en comunidades de gasterópodos terrestres se han orientado en general hacia el estudio de hábitats bien conservados y, frecuentemente, han contemplado sólo los caracoles (de Winter y Gittenberger, 1998; Schiltuizen y Rutjes, 2001; Barker, 2005; Pokryszko y Cameron, 2005; Stanisic, Cameron, Pokryszko y Nekola, 2007). Estos trabajos suelen poner de manifiesto valores de riqueza de especies más elevados que los reflejados en la presente memoria. Por ejemplo, Nekola y Smith (1999), en acantilados calizos de Wisconsin, encontraron hasta 23 especies de caracoles en un único cuadro de muestreo de 1m², y hasta 21 especies en un único cuadro de 0.04 m². Cameron, Mylonas, Triantis, Parmakellis y Vardinoyannis (2003) encontraron 26 especies de gasterópodos (caracoles y babosas) en 6 parcelas de 400 m² en zonas de matorral en Creta. Pavlíček *et al.* (2008) registraron 26 especies de gasterópodos (caracoles y babosas) en el Monte Carmelo (reserva de la biosfera, Israel).

En las comunidades estudiadas en el presente trabajo se registraron en total 19 especies de caracoles y babosas, con 14 especies en dos de las localidades y 12 especies en las otras dos. Aunque lejos de los valores de diversidad registrados en zonas bien conservadas, estos valores de riqueza específica de gasterópodos



terrestres son comparables a los encontrados en otros trabajos realizados en comunidades de ambientes alterados. Boag (1982), y Boag y Wishart (1982) registraron un total de 14 especies de gasterópodos terrestres por medio del examen semanal, a lo largo de 3 años, de 160 trampas de madera y cartón, de 30×30 cm, colocadas en praderas y manchas boscosas de las montañas Rocosas canadienses. Prezio, Lankester, Lautenschlager y Bell (1999), en un estudio orientado a estudiar los efectos de distintos métodos físicos y químicos para eliminar la vegetación no deseada en plantaciones de píceas en Canadá, encontraron que la comunidad de gasterópodos estaba formada por 21 especies, utilizando como método de muestreo 400 trampas de cartón, de 0.85 m² cada una, que fueron examinadas durante un n° variable de días al mes a lo largo de 8 meses. Sternberg (2000) realizó un estudio experimental sobre los efectos del cambio climático en las comunidades de gasterópodos terrestres de praderas sobre suelos calcáreos del Reino Unido, y encontró una comunidad formada por tan sólo 10 especies, muestreando manualmente una vez al mes durante 12 meses, en 30 parcelas de 9 m² cada una. Barker (2002) señala que las comunidades de gasterópodos terrestres en praderas de Nueva Zelanda están formadas por 18 especies introducidas y 2 especies nativas, es decir, un total de 20 especies. Čejka (2005) estudió las comunidades de gasterópodos en la vega baja del Río Morava (Eslovaquia), una zona ocupada por praderas que sufren inundaciones estacionales y que son sometidas a siega una o dos veces al año, y encontró 19 especies de gasterópodos terrestres en 4 muestreos realizados a lo largo de un año, consistentes cada uno de ellos en la inspección de 80 cuadros de 25×25 cm. Dedov *et al.* (2006), en un estudio sobre las relaciones de la vegetación herbácea (diversidad, cobertura, altura) y las comunidades de gasterópodos en los Países Bajos, encontraron sólo 7 especies de moluscos, utilizando trampas pitfall y exploración visual durante 14 días en 20 parcelas de 100 m² que representaban diferentes etapas de la sucesión en tierras de cultivo abandonadas. Severns (2006), estudió las comunidades de gasterópodos en praderas sometidas a inundaciones estacionales en Oregón y registró 10 especies, utilizando 21 trampas de madera de 60×60 cm, las cuales examinó cada 10 días en el período julio-octubre de 3 años sucesivos. Baur *et al.* (2006), en el curso de un estudio sobre el efecto del abandono de praderas en la diversidad de plantas y de diversos grupos de invertebrados en Transilvania (Rumanía), encontraron 16 especies de gasterópodos en 16 parcelas de 50×50 m, utilizando como método de muestreo la inspección visual a lo largo de 15 días y el tamizado de 80 muestras de 2 l de suelo. En un estudio similar realizado en praderas alpinas de los Cárpatos (Rumanía), Baur *et al.* (2007) encontraron 19 especies de



gasterópodos sobre suelos calcáreos y 9 sobre suelos ácidos. Holland, McDonnell y Williams (2007) estudiaron las comunidades de gasterópodos terrestres en 20 praderas del sureste de Australia y registraron un total de 8 especies, utilizando 10 trampas (tejas cerámicas de 30×30 cm) por pradera que examinaron en 5 ocasiones a lo largo de 2 semanas.

Las diferencias entre las 4 comunidades estudiadas en este trabajo se encuentran, sobre todo, a nivel de estructura de la comunidad. Así, el índice de diversidad alfa, que sólo tiene en cuenta la cantidad de especies y de ejemplares, fue muy similar en las 4 comunidades, mientras que los índices de diversidad H' de Shannon-Wiener y el índice de uniformidad de Simpson, que tienen en cuenta la distribución de las abundancias relativas de las especies de cada comunidad, mostraron mayores diferencias entre comunidades. La semejanza entre las 4 comunidades se ve bien reflejada en el hecho de que 6 de las 19 especies registradas en total fueron especies comunes a todas las localidades, lo que representa un tercio del total de especies, un 43% de las 14 especies presentes en Monforte y en Cambados, y un 50% de las especies presentes en Abadín y Santa Comba. Los valores del índice de complementariedad entre pares de comunidades, de entre 0.35 y 0.50, son comparables a los obtenidos por Cremene *et al.* (2005) y por Baur *et al.* (2006), de entre 0.31 y 0.50, al comparar comunidades de gasterópodos de praderas sometidas a pastoreo y praderas en diferentes grados de abandono.

Las referencias en la bibliografía relacionadas con la existencia de un efecto de ecotono en la diversidad de comunidades de gasterópodos terrestres, son escasas. Frank (1998b), y Friedli y Frank (1998), estudiaron el nivel de daños ocasionados por babosas en cultivos de colza, en función de la distancia al borde del cultivo, y encontraron que el nivel de daño a 1 m del borde era muy superior al que se registraba a 3 m ó 5 m del borde del cultivo, y que especies como *A. lusitanicus* estaba presente exclusivamente en el borde y sus proximidades, mientras que otras como *D. reticulatum* estaban distribuidas de forma mucho más uniforme e independiente de la distancia al borde; estos autores no realizaron estimas de diversidad, pero sus datos parecen indicar una disminución de la riqueza de especies hacia el interior de los cultivos que estudiaron. Chiba (2007) estudió las relaciones entre las comunidades de gasterópodos y distintas características del hábitat en la isla de Anijima, en el Pacífico oeste; encontró que en la isla existían dos comunidades de gasterópodos claramente diferenciadas, una que habitaba zonas húmedas de alta productividad, y otra que ocupaba zonas secas y de productividad baja; sin embargo, al analizar la riqueza de



especies a lo largo de gradientes de humedad y de productividad, encontró que el nº de especies era máximo en situaciones intermedias de humedad y de productividad, lo cual atribuye a un efecto de ecotono, es decir, a la mezcla de especies con diferentes preferencias de hábitat en la zona limítrofe entre dichos hábitats; según Chiva (2007) este tipo de efectos son difíciles de observar y demostrar en organismos con una gran movilidad, pero deben tenerse siempre en cuenta al estudiar los patrones de diversidad en organismos con baja capacidad de dispersión como los gasterópodos terrestres. En nuestro caso, los valores de los índices de diversidad y de riqueza de especies obtenidos en la fila de muestras más próxima al borde de la parcela de estudio fueron mayores, y significativamente diferentes, a los obtenidos en la fila de muestras situada a 5 m de distancia del borde, en las comunidades de Monforte y de Santa Comba, lo cual es atribuible a un efecto de ecotono en el que se produciría un solapamiento de comunidades entre pradera y borde de río en Monforte, y entre prado y huerto en Santa Comba. Por el contrario, se obtuvieron en general mayores valores de abundancia de gasterópodos (nº de ejemplares y biomasa) en la fila de muestras del interior de la parcela que en la fila de muestras del borde.



Conclusiones

- En las comunidades de gasterópodos estudiadas predominan especies que están catalogadas como perjudiciales para la agricultura, y entre las especies que presentan mayor abundancia se encuentran aquellas consideradas como más dañinas en praderas.
- La riqueza de especies que muestran las comunidades estudiadas es comparable a la que presentan otras comunidades de gasterópodos terrestres de ambientes similares.
- Las diferencias entre las comunidades estudiadas se encuentran sobre todo a nivel de estructura de comunidad, más que a nivel de la composición específica.
- En las comunidades estudiadas existe una mayor diversidad de especies en las proximidades del borde del hábitat, lo cual es atribuible a un efecto de ecotono o solapamiento de comunidades.

4. CARACTERIZACIÓN DE LOS MÉTODOS DE MUESTREO



4.1.- Introducción y objetivos

Para la realización de estudios cuantitativos sobre poblaciones de gasterópodos terrestres se han empleado métodos muy diversos, que según South (1992), pueden clasificarse en tres tipos:

A. Métodos absolutos, que expresan el número de individuos por unidad de superficie.

B. Métodos relativos, que expresan el número de individuos por unidad de esfuerzo o por unidad de muestra, en muestras que no representan una superficie del terreno bien definida (trampas).

C. Métodos indirectos, que expresan el tamaño de la población en función de los rastros que dejan o los efectos que producen los animales (por ejemplo, en función de la magnitud del daño ocasionado a un cultivo, o en función del consumo de cebos).

Los métodos absolutos implican la cuantificación de los individuos existentes en una zona de superficie determinada. Una de estas técnicas consiste en extraer a los individuos *in situ*, en un área de superficie conocida, por medio de la aplicación al suelo de algún tipo de sustancia irritante; para este fin se ha utilizado formalina en distintas concentraciones, pero South (1964) desestimó su uso al comprobar que muchos individuos morían sin llegar a alcanzar la superficie. Ferguson, Barratt y Jones (1989) propusieron el método de las DATs (*defined-area traps*), que consiste en la colocación de un refugio en el interior del área delimitada por un anillo metálico introducido varios centímetros en el suelo y provisto de una tapadera en su parte superior, para evitar la huida de los individuos y ayudar a mantener la humedad en el interior; la zona interior del anillo y el refugio se inspeccionan durante varios días consecutivos y se van retirando cada vez los individuos, hasta que dejan de aparecer. Una modificación de este método ha sido propuesta por Högger (1993), consistente en la aplicación de aceite de mostaza a la zona delimitada por el anillo para provocar la salida de los gasterópodos a la superficie.

Otra forma muy utilizada para obtener estimas absolutas es la recogida en el campo de muestras de suelo de tamaño conocido que son posteriormente procesadas en el laboratorio para la extracción y cuantificación de los gasterópodos contenidos en ellas; esta extracción puede hacerse mediante la inundación progresiva de las



muestras con agua, para obligar a salir a la superficie a los individuos, o también mediante el lavado de las muestras sobre tamices.

South (1964), quien realizó una comparación exhaustiva de todos estos métodos para la cuantificación de poblaciones de gasterópodos (inundación progresiva de muestras de suelo con agua caliente o fría, extracción con productos químicos, tamizado en seco, trampeo, observación directa durante muestreos nocturnos), concluye que el método más exacto es el lavado y tamizado de muestras de suelo, puesto que permite la recuperación de prácticamente el 100% de los individuos contenidos en las muestras. Hunter (1968) aplicó este método a poblaciones de tamaño conocido y comprobó también su exactitud, concluyendo, al igual que South (1964), que el lavado y tamizado de muestras de suelo es el método que proporciona las estimas más reales del tamaño de las poblaciones. Además, es el único método que permite obtener y cuantificar los huevos de los gasterópodos.

Aunque los métodos absolutos, y en particular la extracción de los individuos presentes en muestras de suelo por medio de inundación progresiva o por medio de lavado y tamizado, son ampliamente reconocidos como los más fidedignos, su utilización requiere gran cantidad de tiempo y esfuerzo, y debido a ello los métodos relativos, en especial la utilización de trampas, son utilizados muy frecuentemente por los investigadores para evaluar la abundancia de las poblaciones y la eficacia de los tratamientos molusquicidas (Frain y Newell, 1983; Glen y Wiltshire, 1986; Hommay y Briard, 1988; Young y Port, 1989; Young, Port, Craig, James y Green, 1996; Voss, Hoppe y Ulber, 1998; Glen, Spaul, Mowat, Green y Jackson, 1993, Glen *et al*, 2003, 2005ab; Hommay *et al.*, 2002; Chabert, Gripon, Boulin y Fonlupt, 2003). No obstante, también existe una gran variabilidad en el tipo de trampas utilizadas por los investigadores, que se manifiesta en aspectos como los materiales con los que son elaboradas, los tamaños, o la colocación o no de cebos bajo las trampas, los cuales, a su vez, son en ocasiones cebos molusquicidas, y en ocasiones son cebos no tóxicos.

Diversas empresas internacionales que fabrican cebos molusquicidas para el control de los daños ocasionadas por los gasterópodos, comercializan también algunos tipos de trampas, cuya utilización recomiendan a los agricultores como un modo de valorar la necesidad de aplicar tratamientos molusquicidas en sus cultivos, pero incluso entre estas trampas hay notables diferencias de tamaño, materiales e incluso forma de colocación.



Trampas Bayer para la monitorización de las poblaciones de babosas



Trampas Lonza para la monitorización de las poblaciones de babosas



En cualquier caso, es evidente que los métodos más ampliamente utilizados para la valoración cuantitativa de poblaciones de gasterópodos son las muestras de suelo y las trampas. Se asume generalmente que las muestras de suelo proporcionan una estima real de la abundancia de individuos, mientras que las trampas proporcionan una indicación mixta de la abundancia y del nivel de actividad de los individuos en la superficie (Glen y Moens, 2002), de modo que muchos autores emplean el término “densidad de actividad” para referirse a los resultados del trapeo (Young *et al.*, 1996; Voss, Hoppe y Ulber 1998; Howlett, Port y Craig, 2005).

La importancia de la estandarización de los métodos de muestreo en los estudios sobre biología de poblaciones ha sido enfatizada por numerosos autores (Southwood, 1978; Schneider, 1994; Bart, Fligner y Notz, 1998; Magurran, 2004). Por otro lado, como ha señalado McCoy (1999), es muy conveniente realizar evaluaciones rigurosas de los métodos de muestreo de uso habitual para conocer con detalle sus propiedades, ya que la existencia de sesgos de cualquier tipo en los muestreos, darán lugar a conclusiones erróneas si el investigador no es consciente de su existencia y de su magnitud. En el ámbito del control de plagas de gasterópodos terrestres, muchos especialistas coinciden en señalar que uno de los mayores escollos para el desarrollo de sistemas de vigilancia y sistemas de predicción de plagas, especialmente en el caso de las babosas, es la laboriosidad del estudio cuantitativo de las poblaciones y la falta de estandarización de las técnicas de muestreo (Henderson y Triebkorn, 2002; Glen y Moens, 2002; Hammond y Byers, 2002; Port y Ester, 2002; Moens y Glen, 2002).

En función de estas consideraciones, el objetivo que se planteó en esta parte de la investigación fue el de caracterizar con detalle, desde un punto de vista comparativo, las propiedades de los dos métodos de muestreo utilizados, trampas y muestras de suelo, en relación a la cantidad de capturas que se obtienen y la influencia del tamaño de los individuos sobre las capturas de las diferentes especies, con uno y otro método.



4.2.- Tratamiento y análisis de datos

Para el análisis de las capturas de las especies más abundantes en cada una de las localidades se utilizaron 3 clases de tamaño, en función de su masa corporal (m):

- $m \leq 0.01$ g
- m: 0.02 - 0.2 g
- $m > 0.2$ g

Para la clase de mayor tamaño se tomó el límite de 200 mg siguiendo el criterio aplicado a *D. reticulatum* por Barker (1991), Schley y Bees (2003) y Barrada, Iglesias y Castillejo (2004), según el cual ese es el tamaño medio con el que *D. reticulatum* alcanza la madurez sexual. Por razones de simplicidad y uniformidad de criterio, se aplicaron las mismas clases de tamaño a las otras especies que se analizaron individualmente (*D. laeve*, *D. panormitanum* y *A. intermedius*), aunque se trata de especies de menor tamaño que con gran certeza deben de alcanzar el estado adulto con una masa corporal menor.

La comparación entre las capturas realizadas en los dos tipos de muestras, trampas y suelos, se realizó en términos relativos, es decir, en forma del nº medio de individuos capturados por unidad de muestra, y en forma de masa media (g) capturada por unidad de muestra. Para todo lo referente a nº de capturas se tuvieron en cuenta todos los individuos. Para los análisis relativos a masa se excluyó del cómputo a los individuos de tamaño ≤ 0.01 g, debido a la baja exactitud de la medida de su masa corporal, ya que la necesidad de realizar el pesaje en el campo impidió la utilización de una balanza con una resolución mayor de 0.01 g. Previamente a la realización de los análisis estadísticos, los datos relativos a número de individuos se transformaron en forma de raíz cuadrada ($\sqrt{Y + 0.5}$), mientras que para los datos de masa (g) se aplicó la transformación logarítmica ($\log(Y+1)$) (Sokal y Rohlf, 1981; Pardell, Cobo y Canela, 1986).

Se utilizaron modelos lineales generalizados (McCullagh y Nelder, 1989) para investigar la existencia de diferencias entre localidades o entre años de muestreo en las variables a analizar (nº de capturas, masa capturada), y de ese modo decidir sobre la pertinencia o no de agrupar localidades o años de muestreo a la hora de realizar la comparación entre las capturas realizadas en trampas y en muestras de suelo. Para la comparación directa entre los dos tipos de muestras, debido a que los datos que se



comparan (capturas en trampas y capturas en suelos) fueron obtenidos en el mismo momento y localidad, se utilizó la prueba t para muestras relacionadas, la cual no asume homogeneidad de varianzas; para estos análisis se utilizó un planteamiento bilateral, es decir, se contrastó la hipótesis nula de que las capturas (nº de capturas y masa capturada) registradas en trampas y suelos fueron similares, frente a la hipótesis alternativa de que las capturas registradas en trampas y suelos no fueron similares (que fueron diferentes, en cualquier sentido).

Además de la comparación entre trampas y muestras de suelo en lo referente a la abundancia (nº de capturas y masa capturada) de las capturas registradas en cada tipo de muestra, se realizaron también análisis comparativos para determinar si en las trampas y en las muestras de suelo se capturaron individuos de tamaños similares o de tamaños diferentes; para ello se determinaron los tamaños medios (masa en g) de los individuos capturados en cada tipo de muestra y se compararon utilizando la prueba t para muestras relacionadas, aunque en este caso el examen preliminar de los datos motivó un planteamiento unilateral, es decir, se contrastó la hipótesis nula de que el tamaño de los individuos capturados en trampas y suelos fue similar, frente a la hipótesis alternativa de que el tamaño de los individuos capturados en trampas fue mayor que el de los individuos capturados en muestras de suelo. Para extraer mayor información sobre la relación existente entre el tamaño de los individuos y su frecuencia de captura en trampas y en suelos se realizó un análisis más detallado comparando, mediante pruebas de conformidad χ^2 , el nº de capturas realizadas en cada tipo de muestra para clases de tamaño de 0.01 g de amplitud.

Para las tres variables que caracterizan las capturas registradas en las trampas y en las muestras de suelo (es decir, el nº medio de capturas por unidad de muestra, masa media capturada por unidad de muestra, y tamaño medio de los individuos capturados) se realizaron análisis de correlación (coeficiente de correlación r de Pearson) y de regresión lineal con el fin de determinar si las capturas realizadas en los dos tipos de muestras reflejan del mismo modo las variaciones de abundancia (nº de capturas y masa capturada) y de estructura (tamaño medio de los individuos capturados) que se dan en las poblaciones a lo largo del tiempo.

Para determinar si la presencia bajo las trampas de determinados fenómenos observados con relativa frecuencia, como la presencia de roedores (evidenciados por sus galerías y nidos), hormigueros o encharcamiento, tuvo algún efecto sobre las capturas de gasterópodos registradas en las mismas, se realizó la comparación



estadística por medio de la prueba t para muestras relacionadas, entre el n° medio de capturas por trampa en aquellas en las que no se daban estos fenómenos y el n° medio de capturas por trampa en aquellas en las que sí se observó alguno de ellos; para estas comparaciones se tomaron como datos válidos sólo aquellas ocasiones en las que el n° de trampas en las que se daba alguna de las circunstancias referidas era mayor o igual a 3.

Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el paquete SPSS, versión 15.0.1.



4.3.- Resultados

4.3.1.- Efecto de la duración del proceso de extracción sobre el número de capturas en muestras de suelo

Las FIGURAS 4.1 y 4.2 muestran los porcentajes acumulados de capturas obtenidas para las especies de babosas más abundantes y para los gasterópodos totales, en función del nº de días de duración del proceso de inundación progresiva de 20 muestras de suelo de cada una de las localidades de estudio.

En las muestras procedentes de la localidad de Monforte, se obtuvieron en total, al cabo de 7 días de extracción, 31 *D. reticulatum*, 19 *D. laeve*, 4 *A. intermedius* y 70 gasterópodos totales; los porcentajes acumulados de capturas al cabo de 3 días de extracción fueron del 93.6%, 94.7%, 100% y 90% respectivamente.

En las muestras de la localidad de Abadín, se obtuvieron 7 *D. reticulatum*, 47 *A. intermedius* y 65 gasterópodos totales al cabo de 7 días; los porcentajes acumulados de capturas al cabo de 3 días de extracción fueron del 100%, 80.9% y 83.6% respectivamente.

Las muestras de la localidad de Cambados rindieron 25 *D. reticulatum*, 6 *D. panormitanum*, 28 *A. intermedius* y 252 gasterópodos totales al cabo de 7 días, y los porcentajes acumulados de capturas al cabo de 3 días fueron del 96%, 100%, 100% y 92.8% respectivamente.

En las muestras procedentes de la localidad de Santa Comba, al cabo de 7 días de extracción se obtuvieron 22 *D. reticulatum*, 14 *D. panormitanum*, 92 *A. intermedius* y 129 gasterópodos totales, con unos porcentajes acumulados de capturas al cabo de 3 días de extracción del 90.9%, 100%, 94.5% y 94.6% respectivamente.

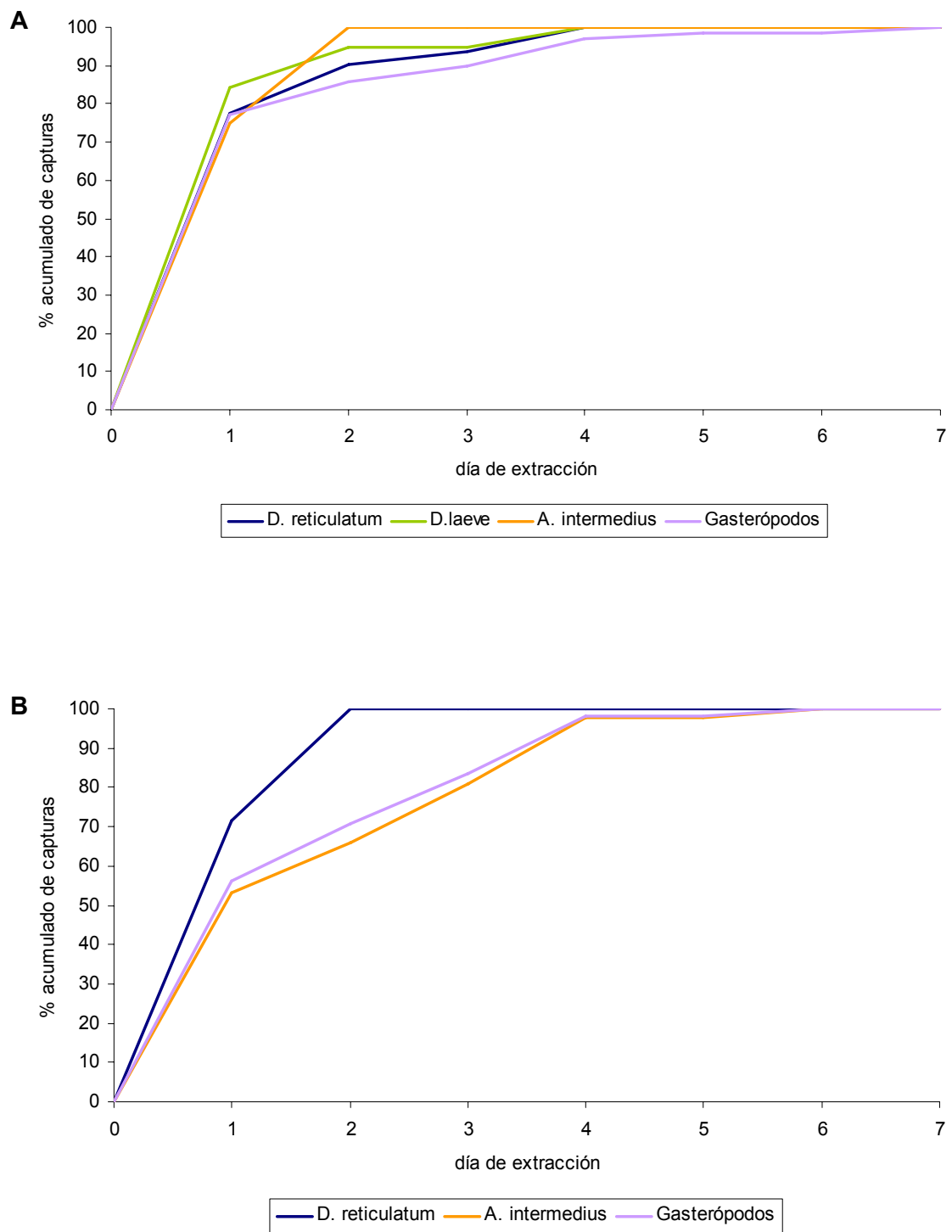


FIGURA 4.1: Porcentaje acumulado de capturas de gasterópodos en 20 muestras de suelo, en función del nº de días de extracción. Localidades de Monforte (A) y Abadín (B).

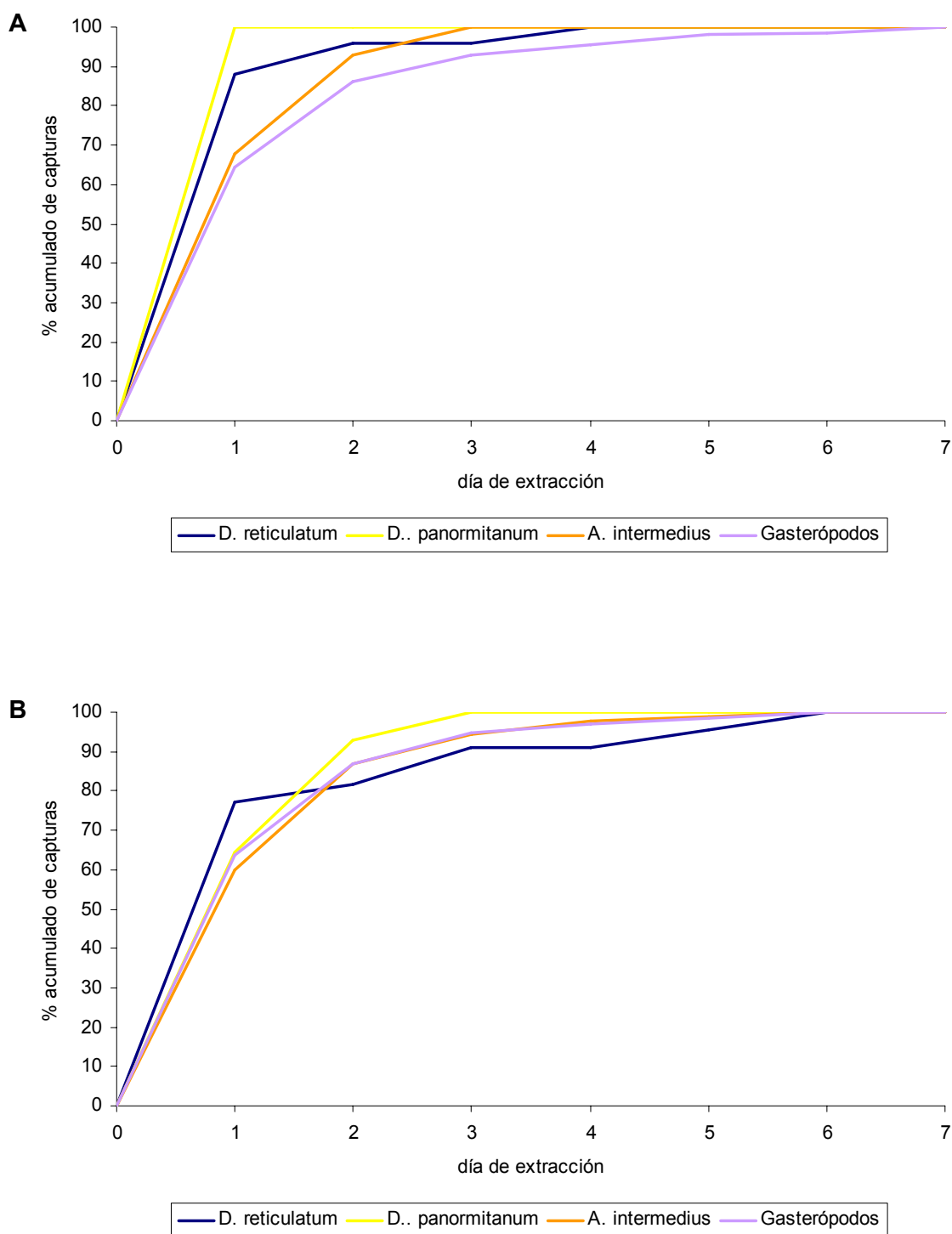


FIGURA 4.2: Porcentaje acumulado de capturas de gasterópodos en 20 muestras de suelo, en función del nº de días de extracción. Localidades de Cambados (A) y Santa Comba (B).



4.3.2.- Efecto de la perturbación sobre el número de capturas en muestras de suelo

En general, el n° medio de capturas de gasterópodos fue similar en las muestras de suelo habituales (aquellas tomadas de forma regular a lo largo de todo el período de estudio) y las en muestras de suelo extra (tomadas fuera de la zona en la que se tomaban las muestras habituales). Sólo se obtuvieron diferencias significativas entre ambos tipos de muestras de suelo con respecto a las capturas de *A. intermedius* y de gasterópodos totales en la localidad de Abadín, registrándose en ambos casos un mayor n° medio de capturas por muestra de suelo en las muestras habituales; en esta localidad, el n° medio de capturas de *D. reticulatum* en las muestras de suelo habituales también fue mayor que en las muestras extra, aunque en este caso las diferencias no resultaron significativas.

La media de capturas de *D. reticulatum* por muestra de suelo (FIGURA 4.3) fue mayor en las muestras extra de Monforte ($t= 1.039$, $gl= 6$, $p>0.05$), Cambados ($t= 0.515$, $gl= 6$, $p>0.05$) y de Santa Comba ($t= 0.521$, $gl= 6$, $p>0.05$), sin embargo, fue mayor en las muestras de suelo habituales de Abadín ($t= 0.569$, $gl= 6$, $p>0.05$). Para *D. laeve* en Monforte (FIGURA 4.4), las capturas fueron mayores en las muestras de suelo extra ($t= 0.507$, $gl= 6$, $p>0.05$). La media de capturas de *D. panormitanum* por muestra de suelo (FIGURA 4.5) fue mayor en las muestras habituales, tanto en Cambados ($t= 1.988$, $gl= 6$, $p>0.05$), como en Santa Comba ($t= 0.780$, $gl= 6$, $p>0.05$). Para *A. intermedius* (FIGURA 4.6), la media de capturas por muestra de suelo fue mayor en las muestras habituales de Monforte ($t= 2.186$, $gl= 6$, $p>0.05$), de Abadín ($t= 5.434$, $gl= 6$, $p<0.01$) y de Santa Comba ($t= 0.742$, $gl= 6$, $p>0.05$), sin embargo, fue mayor en las muestras de suelo extra de Cambados ($t= 0.525$, $gl= 6$, $p>0.05$).

Con respecto a los gasterópodos totales (FIGURA 4.7), la media de capturas por muestra de suelo fue mayor en las muestras habituales de Abadín ($t= 10.611$, $gl= 6$, $p<0.001$) y de Santa Comba ($t= 0.477$, $gl= 6$, $p>0.05$), sin embargo, fue mayor en las muestras de suelo extra de Monforte ($t= 0.118$, $gl= 6$, $p>0.05$) y de Cambados ($t= 0.855$, $gl= 6$, $p>0.05$).

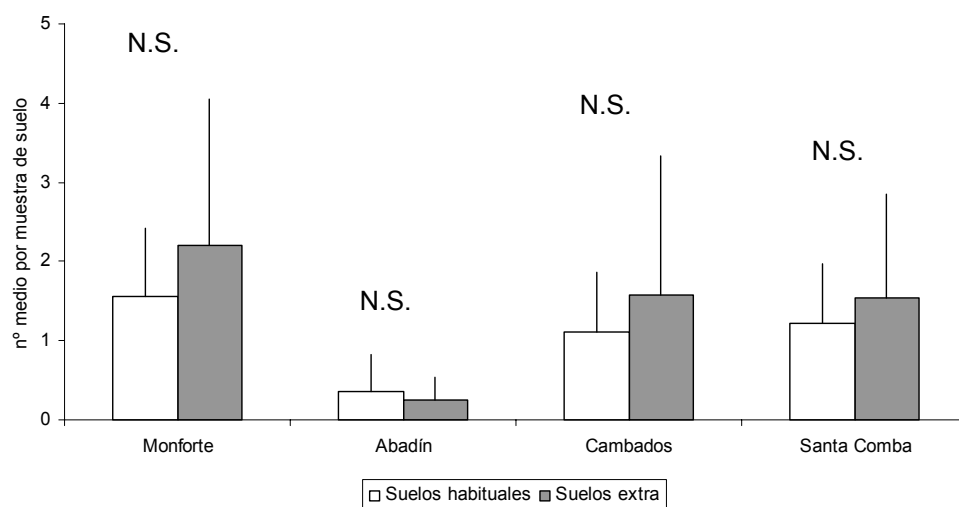


FIGURA 4.3: Medias y desviaciones típicas del nº de *D. reticulatum* por muestra de suelo, en muestras habituales y muestras extra de las diferentes localidades. Los análisis estadísticos se realizaron sobre los datos transformados en forma de raíz cuadrada. N.S.= no significativo.

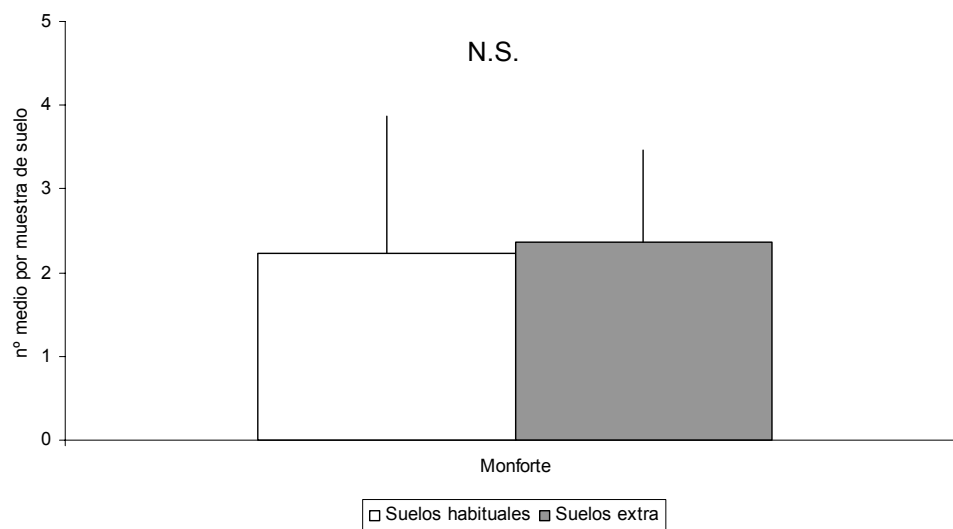


FIGURA 4.4: Medias y desviaciones típicas del nº de *D. laeve* por muestra de suelo, en muestras habituales y muestras extra de la localidad de Monforte. Los análisis estadísticos se realizaron sobre los datos transformados en forma de raíz cuadrada. N.S.= no significativo.

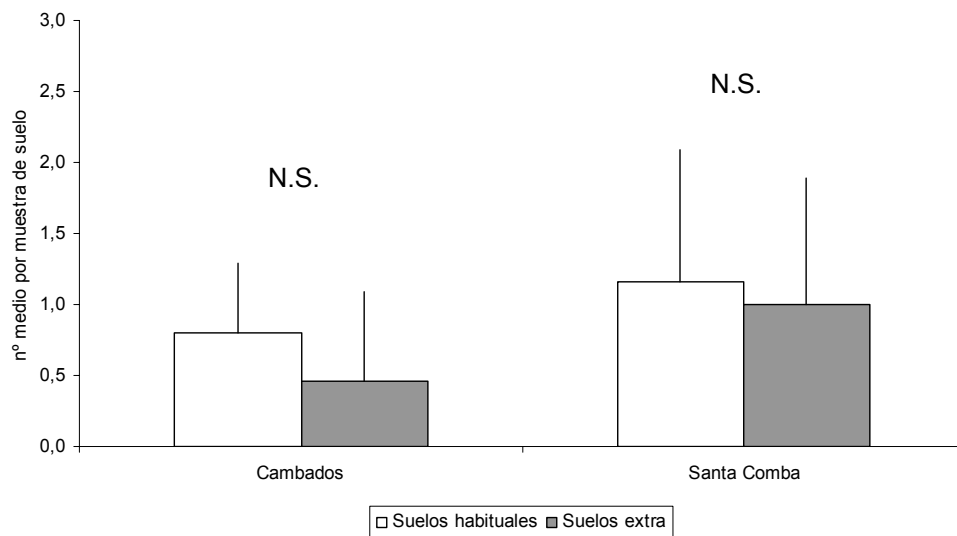


FIGURA 4.5: Medias y desviaciones típicas del nº de *D. panormitanum* por muestra de suelo, en muestras habituales y muestras extra de las localidades de Cambados y Santa Comba. Los análisis estadísticos se realizaron sobre los datos transformados en forma de raíz cuadrada. N.S.= no significativo.

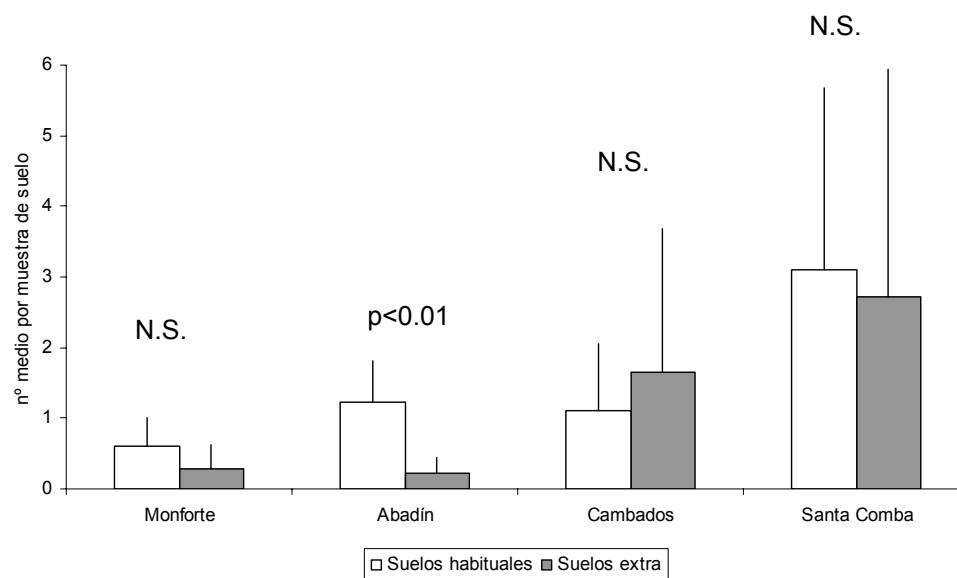


FIGURA 4.6: Medias y desviaciones típicas del nº de *A. intermedius* por muestra de suelo, en muestras habituales y muestras extra de las diferentes localidades. Los análisis estadísticos se realizaron sobre los datos transformados en forma de raíz cuadrada. N.S.= no significativo.

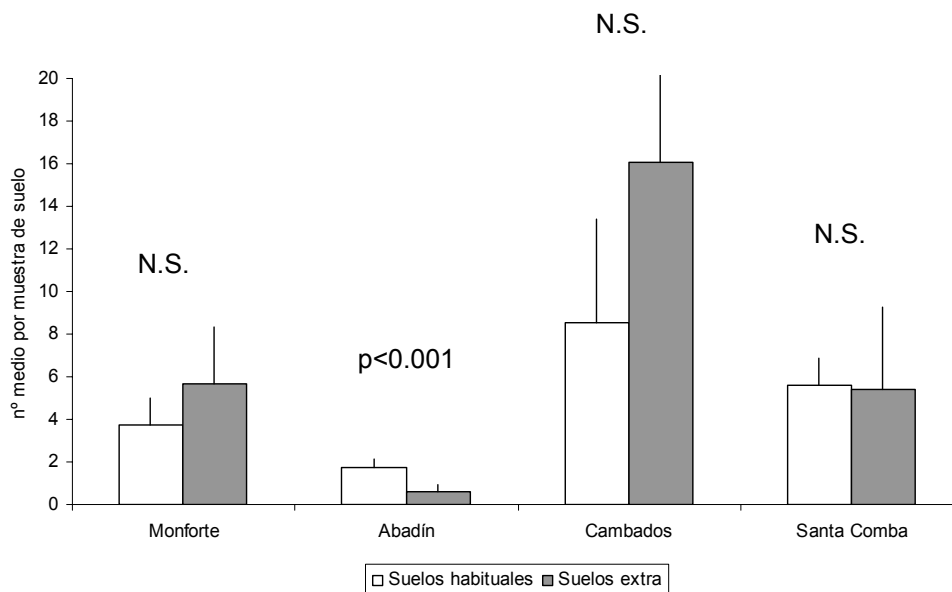


FIGURA 4.7: Medias y desviaciones típicas del nº total de gasterópodos por muestra de suelo, en muestras habituales y muestras extra de las diferentes localidades. Los análisis estadísticos se realizaron sobre los datos transformados en forma de raíz cuadrada. N.S.= no significativo.

4.3.3.- Efecto de la presencia de encharcamiento, roedores y hormigas sobre el número de capturas de gasterópodos en trampas

La presencia de encharcamiento de agua bajo las trampas fue un fenómeno relativamente frecuente en la parcela de Monforte, mientras que en el resto de las parcelas fue un fenómeno excepcional. En Monforte se registró encharcamiento bajo un buen número de trampas durante el invierno y principios de la primavera del primer año de muestreo, y durante el otoño e invierno del segundo año de muestreo, con un máximo de 34 trampas encharcadas en febrero de 2006 (FIGURA 4.8). El nº medio de gasterópodos por trampa fue de 10.49 ± 4.79 en las trampas con encharcamiento, frente a 9.11 ± 4.72 en las trampas sin encharcamiento, resultando la diferencia estadísticamente significativa (FIGURA 4.9; $t = 4.823$, $gl = 8$, $p < 0.01$).

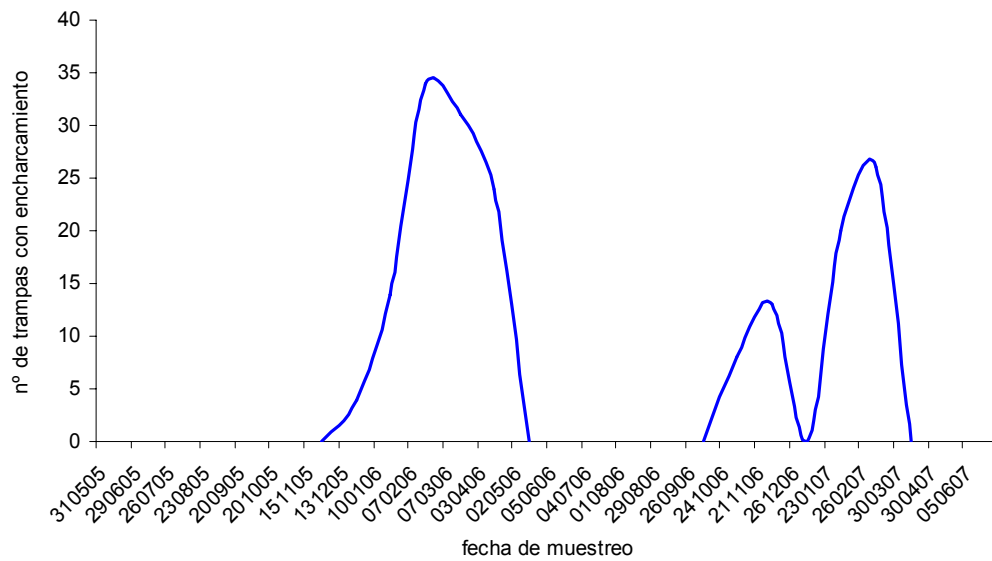


FIGURA 4.8: Número de trampas bajo las cuales se observó encharcamiento de agua a lo largo del período de estudio, en la localidad de Monforte.

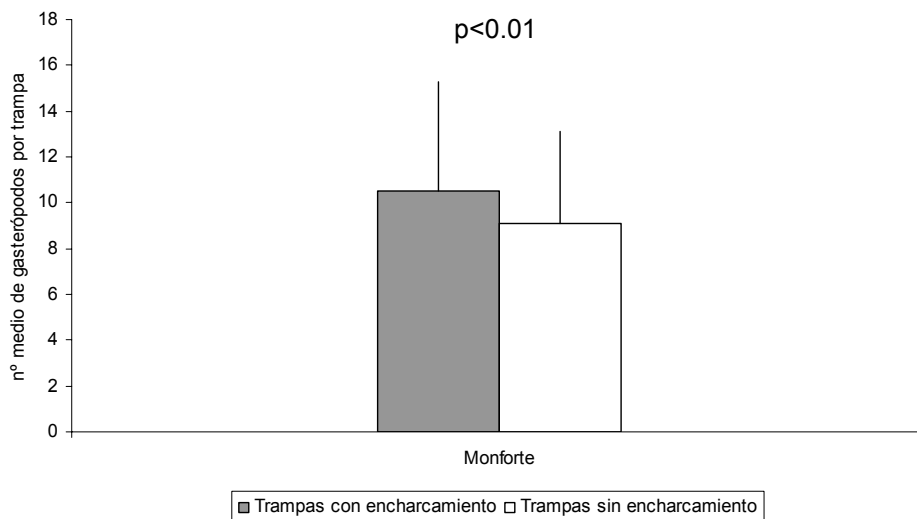


FIGURA 4.9: Medias y desviaciones típicas del nº de gasterópodos por trampa, en trampas bajo las cuales se observó encharcamiento de agua y trampas en las que no se observó esa circunstancia, en la localidad de Monforte. Los análisis estadísticos se realizaron sobre los datos transformados en forma de raíz cuadrada.



Con respecto a la actividad de roedores bajo las trampas, evidenciada por la observación de sus sendas y nidos, esta circunstancia fue registrada en las 4 parcelas a lo largo de prácticamente todo el período de estudio (FIGURA 4.10), tratándose en todos los casos del topillo lusitano *Microtus lusitanicus* (Gerbe, 1879) (J.M. Rey, comunicación personal). El nº medio de trampas con sendas o nidos de roedores fue de 33.76 ± 4.60 en Cambados, 27.75 ± 6.79 en Monforte, 27.56 ± 6.90 en Abadín y 21.20 ± 3.16 en Santa Comba. No existieron diferencias significativas en el nº medio de gasterópodos por trampa registrados en las trampas con y sin actividad de roedores en las localidades de Monforte ($t= 1.378$, $gl= 22$, $p>0.05$), Abadín ($t= 1.400$, $gl= 24$, $p>0.05$) ni Cambados ($t= 1.269$, $gl= 21$, $p>0.05$), pero sí en la localidad de Santa Comba ($t= 2.304$, $gl= 24$, $p<0.05$) (FIGURA 4.11), con un mayor nº medio de capturas en las trampas sin actividad de roedores.

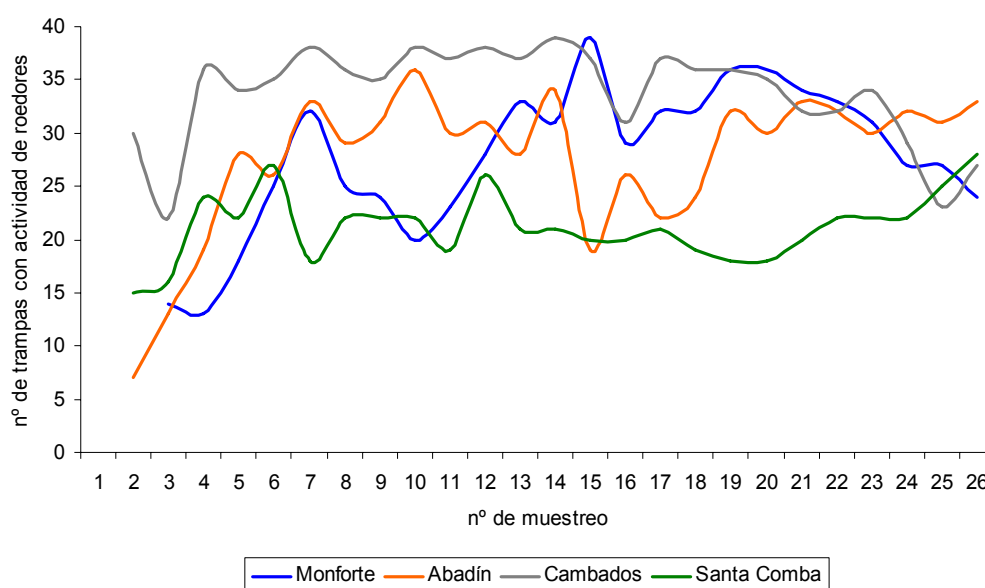


FIGURA 4.10: Número de trampas bajo las cuales se observaron indicios de actividad de roedores a lo largo del período de estudio, en las distintas localidades.

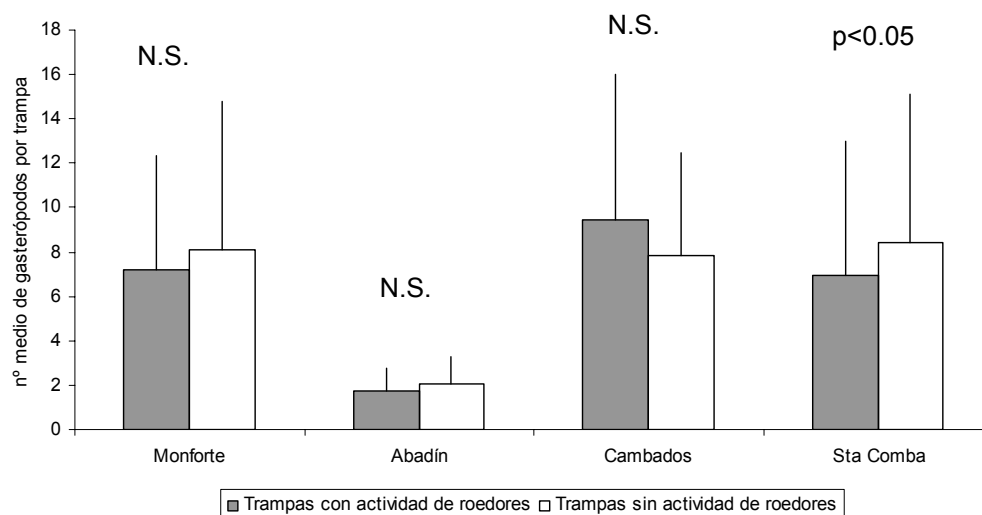


FIGURA 4.11: Medias y desviaciones típicas del nº de gasterópodos por trampa, en trampas bajo las cuales se observaron indicios de actividad de roedores y trampas en las que no se observó esa circunstancia, en las diferentes localidades. Los análisis estadísticos se realizaron sobre los datos transformados en forma de raíz cuadrada. N.S.= no significativo.

La presencia de hormigueros bajo las trampas también se registró en las 4 parcelas de estudio, especialmente en los muestreos realizados entre los meses de abril y de octubre (FIGURA 4.12). El nº medio de trampas con hormigueros fue de 5.15 ± 5.44 en Santa Comba, 3.04 ± 5.83 en Abadín, 3.00 ± 4.64 en Monforte y 2.61 ± 3.84 en Cambados. No existieron diferencias significativas en el nº medio de gasterópodos por trampa registrados en las trampas con y sin hormigueros en las localidades de Abadín ($t = 0.764$, $gl = 7$, $p > 0.05$), Cambados ($t = 0.338$, $gl = 8$, $p > 0.05$) ni Santa Comba ($t = 1.780$, $gl = 12$, $p > 0.05$), pero sí en la localidad de Monforte ($t = 2.897$, $gl = 8$, $p < 0.05$) (FIGURA 4.13), con un mayor nº medio de capturas de gasterópodos en las trampas bajo las cuales no existían hormigueros.

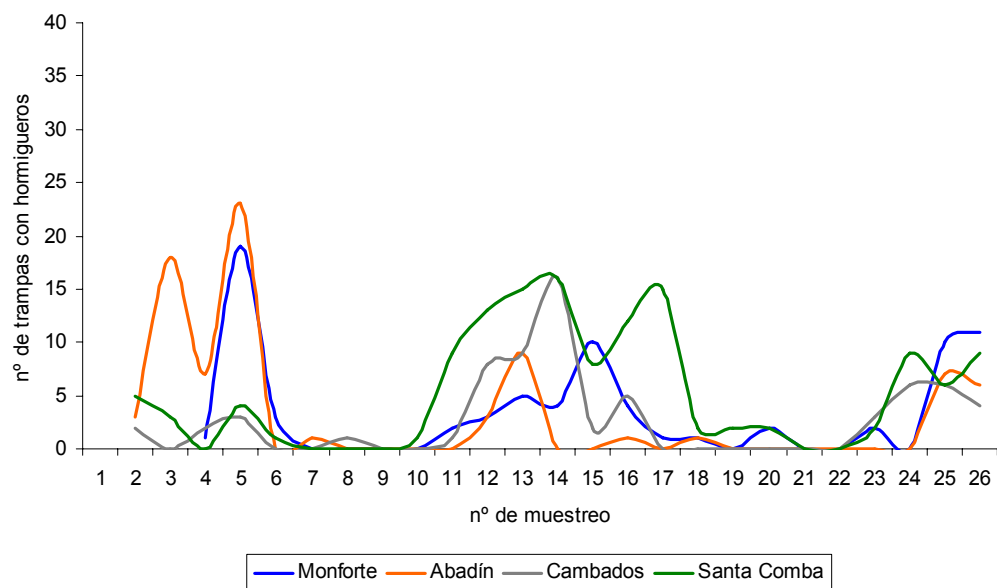


FIGURA 4.12: Número de trampas bajo las cuales se observaron hormigueros a lo largo del período de estudio, en las distintas localidades.

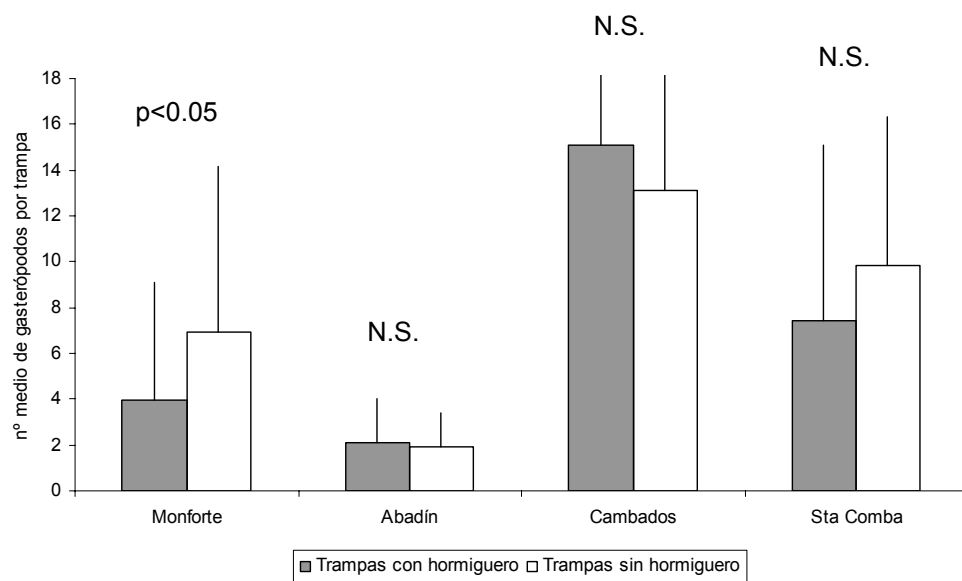


FIGURA 4.13: Medias y desviaciones típicas del nº de gasterópodos por trampa, en trampas bajo las cuales se observaron hormigueros y trampas en las que no se observó esa circunstancia, en las diferentes localidades. Los análisis estadísticos se realizaron sobre los datos transformados en forma de raíz cuadrada. N.S.= no significativo.



4.3.4.- Efecto de la permanencia sobre el nº de capturas en trampas

La comparación de las capturas realizadas en las trampas habituales (con más de 24 meses de permanencia en la misma posición) y en las trampas extra (con una permanencia en la misma posición de entre 4 y 5 semanas) no reveló la existencia de diferencias significativas entre unas y otras con respecto al nº medio de capturas por trampa, en ninguno de los casos estudiados. En general, no se observa tampoco ningún tipo de constancia en los resultados obtenidos, en el sentido de que las capturas realizadas fueran superiores en alguno de los dos tipos de trampas para determinada especie o localidad; la única excepción fue la localidad de Cambados, en la que el nº medio de capturas fue mayor en las trampas extra en todos los casos estudiados.

La media de capturas de *D. reticulatum* por trampa (FIGURA 4.14) fue mayor en las trampas habituales de Monforte ($t= 1.852$, $gl= 6$, $p>0.05$), sin embargo, fue mayor en las trampas extra de Cambados ($t= 1.992$, $gl= 6$, $p>0.05$), Abadín ($t= 0.252$, $gl= 6$, $p>0.05$) y de Santa Comba ($t= 0.927$, $gl= 6$, $p>0.05$). La media de capturas de *D. laevis* por trampa en Monforte (FIGURA 4.15) fue mayor en las trampas extra ($t= 1.598$, $gl= 6$, $p>0.05$). La media de capturas por trampa de *D. panormitanum* (FIGURA 4.16) fue mayor en las trampas extra de Cambados ($t= 1.831$, $gl= 6$, $p>0.05$), sin embargo, fue mayor en las trampas habituales de Santa Comba ($t= 0.488$, $gl= 6$, $p>0.05$). Para *A. intermedius* (FIGURA 4.17), la media de capturas por trampa fue mayor en las trampas habituales de Monforte ($t= 0.569$, $gl= 6$, $p>0.05$), de Abadín ($t= 1.539$, $gl= 6$, $p>0.05$) y de Santa Comba ($t= 0.617$, $gl= 6$, $p>0.05$), sin embargo, fue mayor en las trampas extra de Cambados ($t= 1.976$, $gl= 6$, $p>0.05$).

Con respecto a los gasterópodos totales (FIGURA 4.18), la media de capturas por trampa fue mayor en las trampas habituales de Monforte ($t= 1.942$, $gl= 6$, $p>0.05$) y de Santa Comba ($t= 1.239$, $gl= 6$, $p>0.05$), sin embargo, fue mayor en las trampas extra de Abadín ($t= 1.921$, $gl= 6$, $p>0.05$) y de Cambados ($t= 1.533$, $gl= 6$, $p>0.05$).

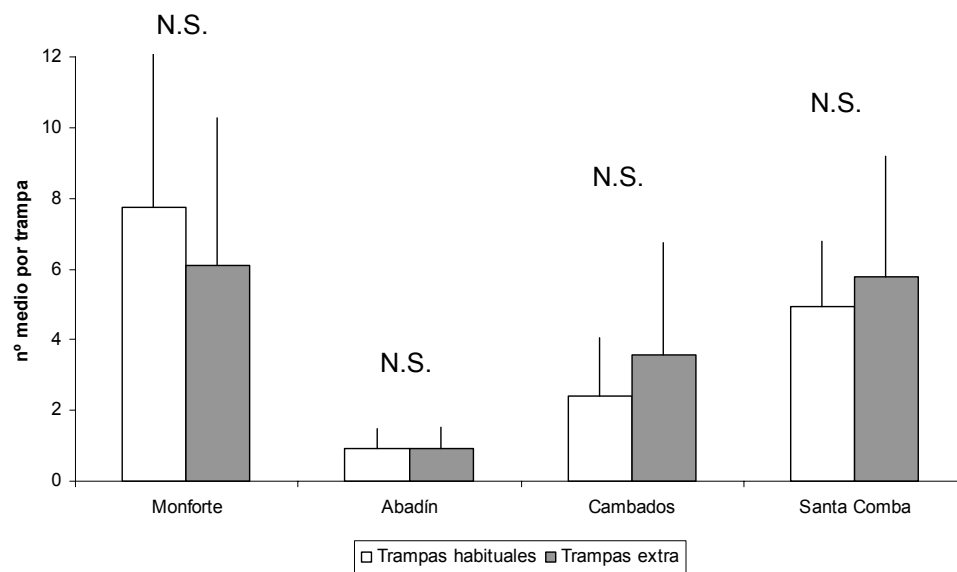


FIGURA 4.14: Medias y desviaciones típicas del nº de *D. reticulatum* por trampa, en las trampas habituales y las trampas extra de las diferentes localidades. Los análisis estadísticos se realizaron sobre los datos transformados en forma de raíz cuadrada. N.S.= no significativo.

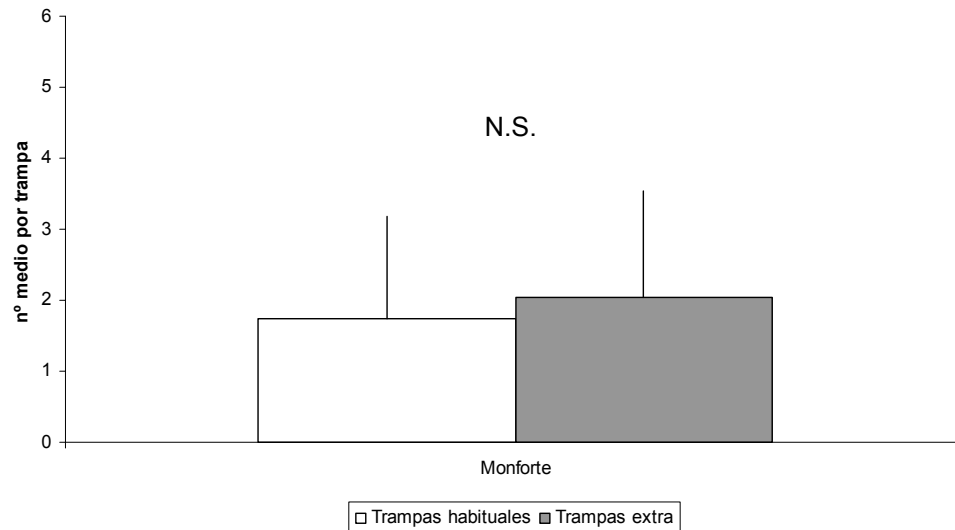


FIGURA 4.15: Medias y desviaciones típicas del nº de *D. laeve* por trampa, en las trampas habituales y las trampas extra de Monforte. Los análisis estadísticos se realizaron sobre los datos transformados en forma de raíz cuadrada. N.S.= no significativo.

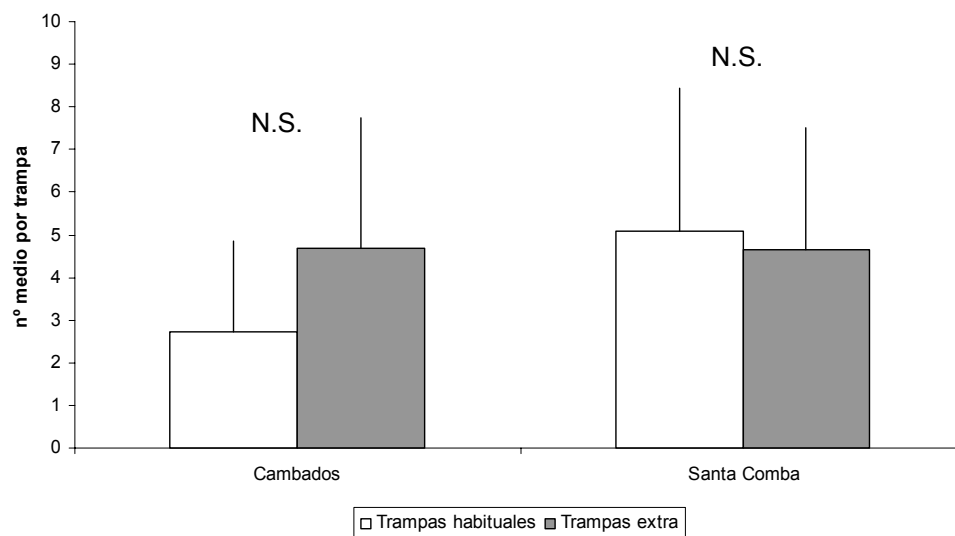


FIGURA 4.16: Medias y desviaciones típicas del nº de *D. panormitanum* por trampa, en las trampas habituales y las trampas extra de las localidades de Cambados y Santa Comba. Los análisis estadísticos se realizaron sobre los datos transformados en forma de raíz cuadrada. N.S.= no significativo.

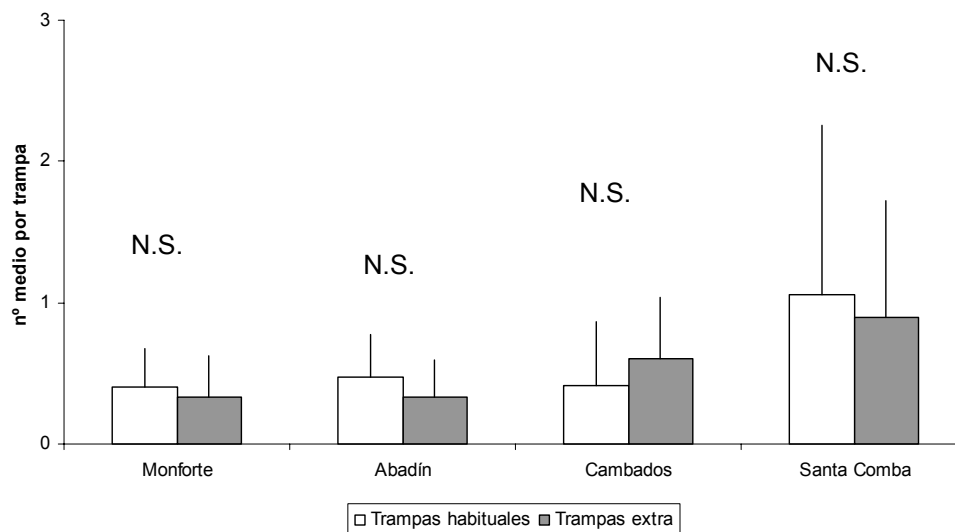


FIGURA 4.17: Medias y desviaciones típicas del nº de *A. intermedius* por trampa, en las trampas habituales y las trampas extra de las diferentes localidades. Los análisis estadísticos se realizaron sobre los datos transformados en forma de raíz cuadrada. N.S.= no significativo.

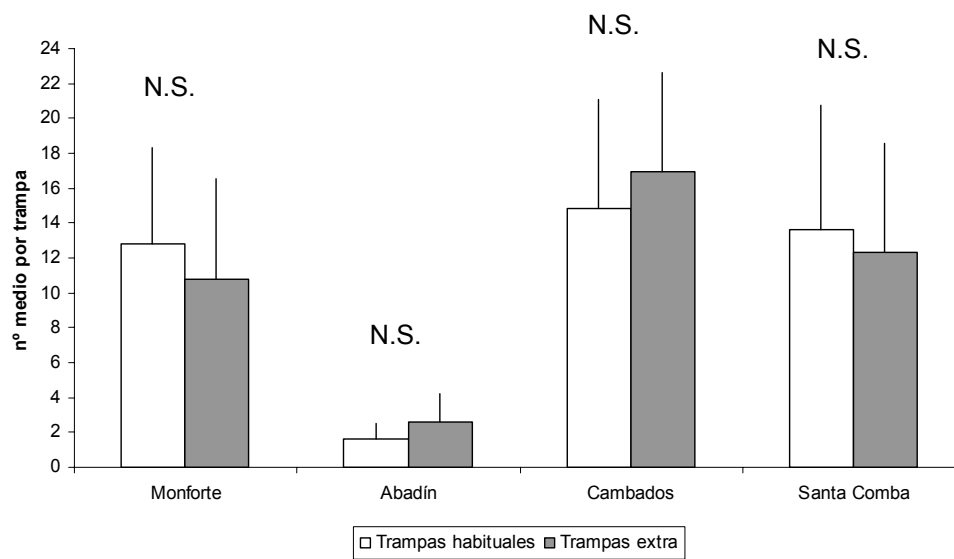


FIGURA 4.18: Medias y desviaciones típicas del nº total de gasterópodos por trampa, en las trampas habituales y las trampas extra de las diferentes localidades. Los análisis estadísticos se realizaron sobre los datos transformados en forma de raíz cuadrada. N.S.= no significativo.



4.3.5.- Capturas por unidad de muestra en trampas y en suelos

Deroceras reticulatum

Las TABLAS 4.1 y 4.2 muestran los valores medios y desviaciones típicas de las capturas de la especie *D. reticulatum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo, para cada una de las localidades, años de muestreo y clases de talla, en términos de nº medio de capturas por unidad de muestra (TABLA 4.1) y en términos de masa media capturada por unidad de muestra (TABLA 4.2). La TABLA 4.3 muestra los valores del tamaño medio (masa media en g), y sus desviaciones típicas, de los individuos capturados en las trampas y en las muestras de suelo para cada año de muestreo y localidad.

La aplicación de modelos lineales generalizados reveló la existencia de un efecto significativo de la localidad sobre las capturas de la especie *D. reticulatum*, tanto sobre el nº de capturas ($F= 6.277$, $gl= 3$, 96 , $p<0.01$) como sobre la masa capturada ($F= 9.645$, $gl= 3$, 96 , $p<0.001$); sin embargo el año de muestreo no tuvo un efecto significativo sobre las capturas de esta especie (para el nº de capturas: $F= 1.068$, $gl= 1$, 96 , $p>0.05$; para la masa capturada: $F= 3.005$, $gl= 1$, 96 , $p>0.05$), y tampoco existió una interacción significativa entre la localidad y el año de muestreo (para el nº de capturas: $F= 0.332$, $gl= 3$, 96 , $p>0.05$; para la masa capturada: $F= 0.419$, $gl= 3$, 96 , $p>0.05$). Debido a ello, la comparación entre las capturas realizadas en trampas y en muestras de suelo se realizó para cada localidad por separado y, en cada localidad, para el conjunto de capturas realizadas durante los dos años de muestreo.



Localidad	Período de muestreo	Clase de talla	Capturas en trampas	Capturas en suelos
Monforte	Primer año	≤ 0.01 g	0.02±0.02	0.48±0.71
		0.02 - 0.2 g	0.88±0.46	0.71±0.72
		> 0.2 g	2.60±2.29	0.13±0.14
		Total	3.49±2.29	1.32±1.19
	Segundo año	≤ 0.01 g	0.08±0.13	0.39±0.51
		0.02 - 0.2 g	0.98±1.15	0.52±0.43
		> 0.2 g	3.64±4.96	0.14±0.14
		Total	4.70±5.82	1.05±0.86
	2 años	≤ 0.01 g	0.05±0.10	0.44±0.61
		0.02 - 0.2 g	0.92±0.86	0.61±0.56
		> 0.2 g	3.12±3.82	0.14±0.14
		Total	4.09±4.38	1.19±1.03
Abadín	Primer año	≤ 0.01 g	0.03±0.07	0.16±0.17
		0.02 - 0.2 g	0.81±0.96	0.39±0.65
		> 0.2 g	1.24±1.46	0.06±0.06
		Total	2.08±2.29	0.61±0.81
	Segundo año	≤ 0.01 g	0.02±0.04	0.12±0.20
		0.02 - 0.2 g	0.36±0.29	0.09±0.15
		> 0.2 g	0.60±0.50	0.01±0.02
		Total	0.98±0.66	0.22±0.37
	2 años	≤ 0.01 g	0.03±0.05	0.14±0.18
		0.02 - 0.2 g	0.58±0.73	0.24±0.49
		> 0.2 g	0.92±1.12	0.03±0.05
		Total	1.53±1.74	0.41±0.65
Cambados	Primer año	≤ 0.01 g	0.06±0.06	0.27±0.30
		0.02 - 0.2 g	0.88±0.77	0.23±0.20
		> 0.2 g	0.58±0.63	0.03±0.05
		Total	1.52±1.22	0.53±0.48
	Segundo año	≤ 0.01 g	0.26±0.35	0.36±0.41
		0.02 - 0.2 g	0.82±1.16	0.22±0.36
		> 0.2 g	0.32±0.41	0.04±0.07
		Total	1.40±1.64	0.62±0.75
	2 años	≤ 0.01 g	0.16±0.27	0.32±0.36
		0.02 - 0.2 g	0.85±0.97	0.22±0.28
		> 0.2 g	0.45±0.54	0.03±0.06
		Total	1.46±1.42	0.57±0.62
Santa Comba	Primer año	≤ 0.01 g	0.05±0.11	0.20±0.26
		0.02 - 0.2 g	1.70±2.07	0.19±0.26
		> 0.2 g	1.60±1.83	0.01±0.02
		Total	3.35±2.85	0.40±0.35
	Segundo año	≤ 0.01 g	0.09±0.20	0.32±0.46
		0.02 - 0.2 g	1.22±1.37	0.29±0.50
		> 0.2 g	1.76±2.24	0.09±0.10
		Total	3.07±2.47	0.70±0.80
	2 años	≤ 0.01 g	0.07±0.16	0.26±0.37
		0.02 - 0.2 g	1.46±1.74	0.24±0.39
		> 0.2 g	1.68±2.00	0.05±0.08
		Total	3.21±2.62	0.55±0.62

TABLA 4.1: Número de capturas por unidad de muestra (media \pm desviación típica), en trampas y en suelos, de la especie *D. reticulatum*.



Localidad	Período de muestreo	Clase de talla	Capturas en trampas	Capturas en suelos
Monforte	Primer año	0.02 - 0.2 g	0.10±0.05	0.06±0.05
		> 0.2 g	0.98±0.88	0.04±0.05
		Total	1.08±0.90	0.10±0.08
	Segundo año	0.02 - 0.2 g	0.13±0.17	0.05±0.04
		> 0.2 g	1.29±1.71	0.05±0.05
		Total	1.60±1.83	0.10±0.08
	2 años	0.02 - 0.2 g	0.11±0.13	0.05±0.04
		> 0.2 g	1.14±1.34	0.04±0.05
		Total	1.24±1.43	0.10±0.08
Abadín	Primer año	0.02 - 0.2 g	0.10±0.12	0.04±0.06
		> 0.2 g	0.42±0.44	0.01±0.02
		Total	0.52±0.53	0.05±0.07
	Segundo año	0.02 - 0.2 g	0.04±0.03	0.01±0.02
		> 0.2 g	0.24±0.24	0.01±0.01
		Total	0.28±0.25	0.02±0.02
	2 años	0.02 - 0.2 g	0.07±0.09	0.02±0.04
		> 0.2 g	0.33±0.36	0.01±0.01
		Total	0.40±0.42	0.03±0.05
Cambados	Primer año	0.02 - 0.2 g	0.11±0.11	0.02±0.02
		> 0.2 g	0.20±0.21	0.01±0.01
		Total	0.30±0.26	0.03±0.03
	Segundo año	0.02 - 0.2 g	0.06±0.08	0.03±0.05
		> 0.2 g	0.11±0.14	0.01±0.02
		Total	0.17±0.20	0.04±0.06
	2 años	0.02 - 0.2 g	0.08±0.10	0.02±0.03
		> 0.2 g	0.15±0.18	0.01±0.02
		Total	0.23±0.24	0.03±0.04
Santa Comba	Primer año	0.02 - 0.2 g	0.26±0.41	0.02±0.02
		> 0.2 g	0.68±0.80	0.004±0.008
		Total	0.94±0.90	0.02±0.02
	Segundo año	0.02 - 0.2 g	0.12±0.12	0.02±0.03
		> 0.2 g	0.82±1.08	0.03±0.04
		Total	0.94±1.08	0.06±0.06
	2 años	0.02 - 0.2 g	0.20±0.31	0.02±0.03
		> 0.2 g	0.75±0.93	0.02±0.03
		Total	0.94±0.97	0.04±0.05

TABLA 4.2: Masa capturada (g) por unidad de muestra (media ± desviación típica), en trampas y en suelos, de la especie *D. reticulatum*.



Localidad	Período de muestreo	Clase de talla	Capturas en trampas	Capturas en suelos
Monforte	Primer año	0.02 - 0.2 g	0.12±0.03	0.09±0.03
		> 0.2 g	0.37±0.04	0.31±0.05
	Segundo año	0.02 - 0.2 g	0.12±0.03	0.08±0.03
		> 0.2 g	0.35±0.06	0.34±0.08
	2 años	0.02 - 0.2 g	0.12±0.03	0.08±0.03
		> 0.2 g	0.36±0.05	0.33±0.06
Abadín	Primer año	0.02 - 0.2 g	0.12±0.02	0.09±0.03
		> 0.2 g	0.35±0.06	0.26±0.06
	Segundo año	0.02 - 0.2 g	0.13±0.04	0.09±0.05
		> 0.2 g	0.36±0.09	0.32±0.13
	2 años	0.02 - 0.2 g	0.12±0.03	0.09±0.04
		> 0.2 g	0.36±0.08	0.28±0.08
Cambados	Primer año	0.02 - 0.2 g	0.09±0.02	0.06±0.02
		> 0.2 g	0.34±0.07	0.28±0.04
	Segundo año	0.02 - 0.2 g	0.07±0.01	0.06±0.01
		> 0.2 g	0.32±0.07	0.32±0.16
	2 años	0.02 - 0.2 g	0.10±0.06	0.06±0.02
		> 0.2 g	0.33±0.07	0.28±0.04
Santa Comba	Primer año	0.02 - 0.2 g	0.13±0.08	0.09±0.04
		> 0.2 g	0.45±0.12	0.36±0.12
	Segundo año	0.02 - 0.2 g	0.12±0.03	0.07±0.03
		> 0.2 g	0.50±0.20	0.40±0.13
	2 años	0.02 - 0.2 g	0.12±0.06	0.08±0.03
		> 0.2 g	0.47±0.17	0.39±0.12

TABLA 4.3: Media y desviación típica del tamaño (masa en g) de los individuos de la especie *D. reticulatum* capturados en trampas y en suelos.

Localidad de Monforte

Las cantidades de *D. reticulatum* registradas en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Monforte (FIGURA 4.19) resultaron significativamente diferentes ($t= 3.937$, $gl= 25$, $p<0.001$), con un mayor nº medio de capturas por unidad de muestra en las trampas que en los suelos; las diferencias entre las capturas realizadas en trampas y en muestras de suelo también fueron significativas al considerar sólo a los individuos de tamaño >0.2 g ($t= 5.172$, $gl= 25$, $p<0.001$), sólo a los individuos de tamaño 0.02-0.2 g ($t= 2.150$, $gl= 25$, $p<0.05$) y sólo a los de tamaño ≤ 0.01 g ($t= 4.032$, $gl= 25$, $p<0.001$), aunque en el caso de estos últimos el nº medio de capturas por unidad de muestra fue mayor en los suelos que en las trampas.

En términos de masa de *D. reticulatum* por unidad de muestra (FIGURA 4.20), las diferencias entre trampas y muestras de suelo fueron significativas en todos los casos analizados (babosas totales: $t = 5.533$, $gl = 25$, $p < 0.001$; individuos de tamaño > 0.2 g : $t = 5.263$, $gl = 25$, $p < 0.001$; individuos de tamaño 0.02-0.2 g : $t = 2.904$, $gl = 25$, $p < 0.01$), con una mayor masa media de capturas por unidad de muestra en las trampas que en los suelos.

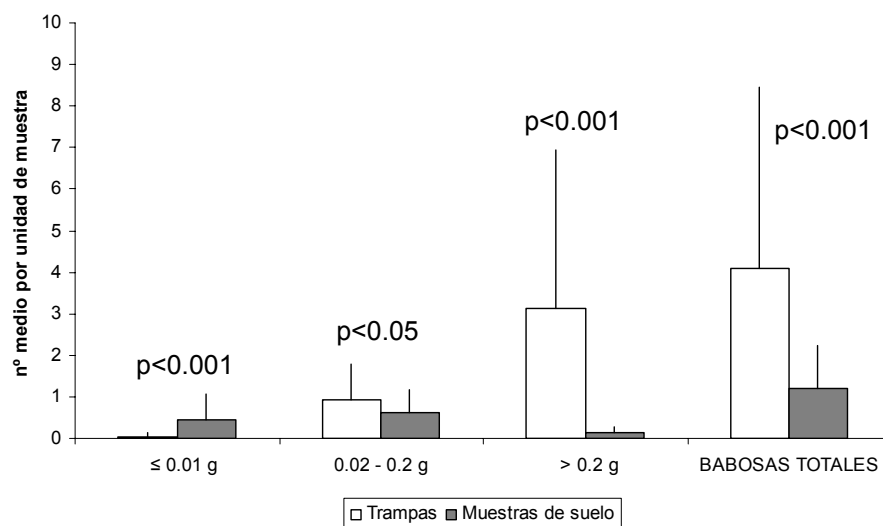


FIGURA 4.19: Medias y desviaciones típicas del nº de *D. reticulatum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Monforte. El valor p está basado en análisis realizados sobre los datos transformados en forma de raíz cuadrada.

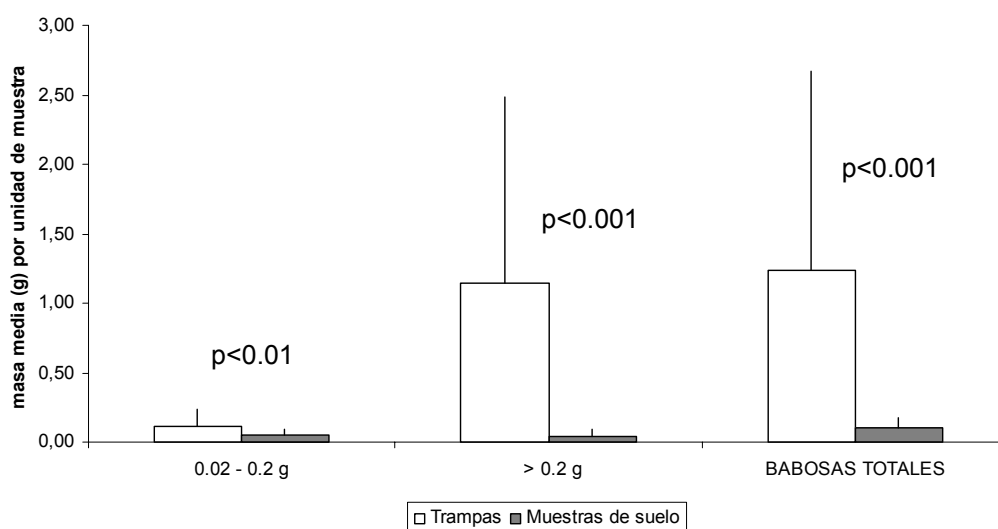


FIGURA 4.20: Medias y desviaciones típicas de la masa (g) de *D. reticulatum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Monforte. El valor p está basado en análisis realizados sobre los datos transformados logarítmicamente.



Las capturas de *D. reticulatum* registradas en Monforte en trampas y en suelos mostraron una correlación significativa, tanto en términos de nº medio por unidad de muestra (FIGURA 4.21; $r = 0.420$, $N = 26$, $p < 0.05$) como en términos de masa media por unidad de muestra (FIGURA 4.22; $r = 0.530$, $N = 26$, $p < 0.01$).

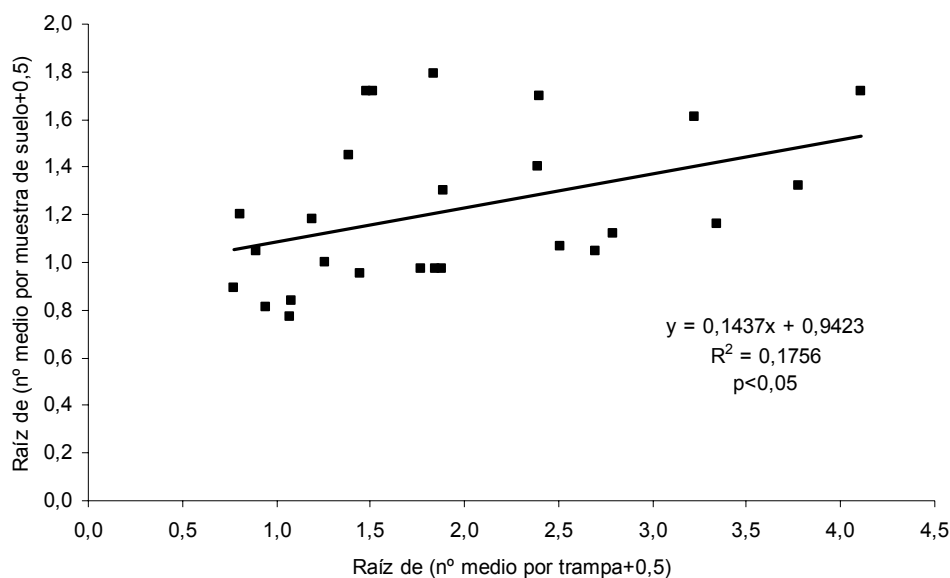


FIGURA 4.21: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal del nº de *D. reticulatum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Monforte (datos transformados en forma de raíz cuadrada).

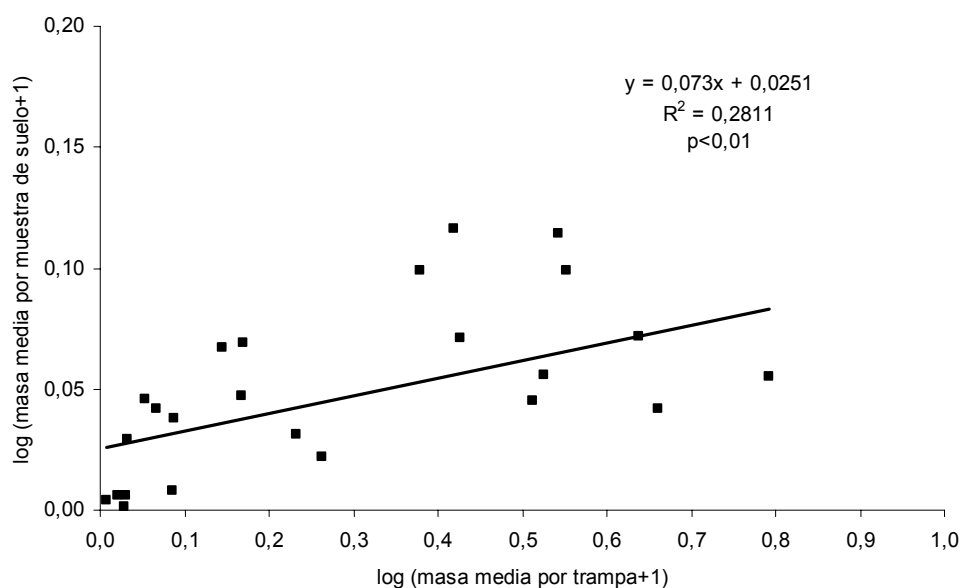


FIGURA 4.22: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal de la masa de *D. reticulatum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Monforte (datos transformados logarítmicamente).



Con respecto al tamaño de los individuos capturados en cada tipo de muestra, también existieron diferencias significativas entre trampas y muestras de suelo, de modo que tanto los individuos de tamaño >0.2 g como los individuos de tamaño $0.02-0.2$ g capturados en las trampas, fueron significativamente mayores que los capturados en las muestras de suelo (FIGURA 4.23; individuos de tamaño >0.2 g : $t=3.572$, $gl=15$, $p<0.01$; individuos de tamaño $0.02-0.2$ g : $t=5.217$, $gl=24$, $p<0.001$). No obstante, existieron también correlaciones significativas entre el tamaño medio de los individuos capturados en trampas y en suelos (individuos de tamaño >0.2 g , FIGURA 4.24; $r=0.610$, $N=16$, $p<0.05$; individuos de tamaño $0.02-0.2$ g , FIGURA 4.25; $r=0.436$, $N=25$, $p<0.05$).

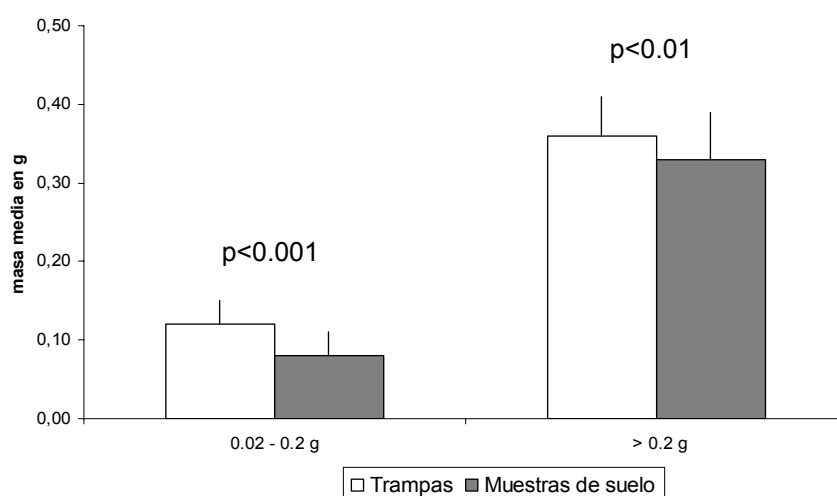


FIGURA 4.23: Media y desviación típica del tamaño (masa en g) de los individuos de la especie *D. reticulatum* capturados en trampas y en suelos en la localidad de Monforte. El valor p es unilateral y está basado en análisis realizados sobre los datos transformados logarítmicamente.

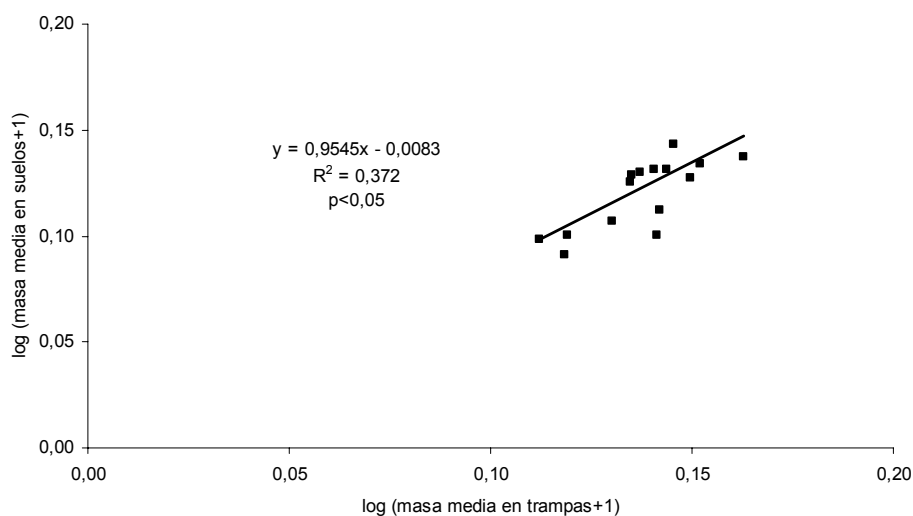


FIGURA 4.24: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal del tamaño medio (masa en g) de los *D. reticulatum* de tamaño >0.2 g capturados en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Monforte (datos transformados logarítmicamente).

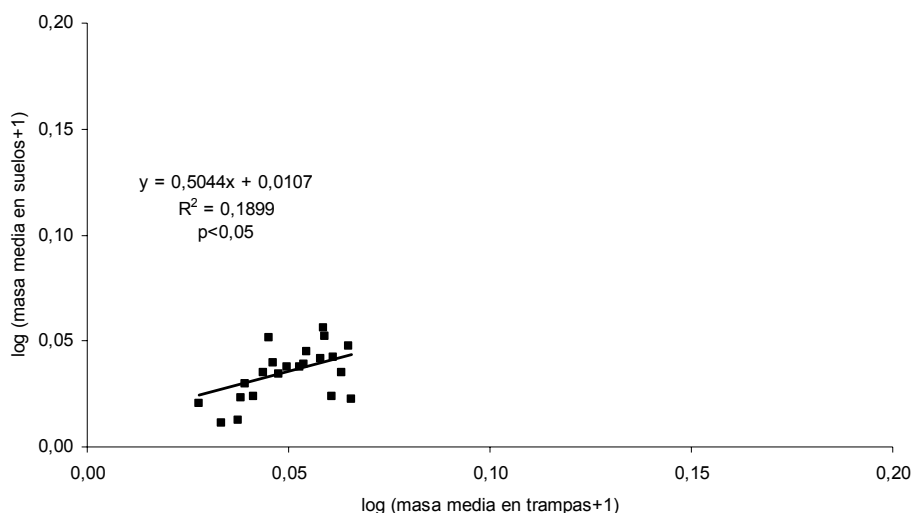


FIGURA 4.25: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal del tamaño medio (masa en g) de los *D. reticulatum* de tamaño 0.02-0.2 g capturados en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Monforte (datos transformados logarítmicamente).

Localidad de Abadín

En Abadín, el nº medio de capturas de *D. reticulatum* por unidad de muestra en trampas y en suelos fue significativamente diferente, con un nº mayor capturas en las trampas que en los suelos en todos los casos analizados, excepto para los individuos de tamaño ≤ 0.01 g (FIGURA 4.26; babosas totales: $t = 6.144$, $gl = 25$, $p < 0.001$; individuos de tamaño > 0.2 g: $t = 6.128$, $gl = 25$, $p < 0.001$; individuos de tamaño 0.02-0.2 g: $t = 4.579$, $gl = 25$, $p < 0.001$; individuos de tamaño ≤ 0.01 g: $t = 3.771$, $gl = 25$, $p < 0.001$). Con respecto a la masa media capturada por unidad de muestra, trampas y suelos resultaron también significativamente diferentes (FIGURA 4.27; babosas totales: $t = 6.657$, $gl = 25$, $p < 0.001$; individuos de tamaño > 0.2 g : $t = 5.859$, $gl = 25$, $p < 0.001$; individuos de tamaño 0.02-0.2 g : $t = 4.646$, $gl = 25$, $p < 0.001$). Las capturas de *D. reticulatum* en trampas y en muestras de suelo mantuvieron una correlación significativa, en términos de nº medio por unidad de muestra (FIGURA 4.28; $r = 0.710$, $N = 26$, $p < 0.001$) y en términos de masa media por unidad de muestra (FIGURA 4.29; $r = 0.684$, $N = 26$, $p < 0.001$).

Tanto los individuos de tamaño > 0.2 g como los individuos de tamaño 0.02-0.2 g de *D. reticulatum* capturados en las trampas fueron de mayor tamaño que los capturados en las muestras de suelo (FIGURA 4.30; individuos de tamaño > 0.2 g : $t = 3.608$, $gl = 10$, $p < 0.01$; individuos de tamaño 0.02-0.2 g : $t = 2.965$, $gl = 20$, $p < 0.01$). Existió una correlación significativa entre los tamaños medios de los individuos de



tamaño >0.2 g capturados en trampas y en suelos (FIGURA 4.31; $r = 0.637$, $N = 11$, $p < 0.05$), pero en el caso de los individuos de tamaño $0.02-0.2$ g la correlación no fue significativa (FIGURA 4.32; $r = 0.258$, $N = 21$, N.S.).

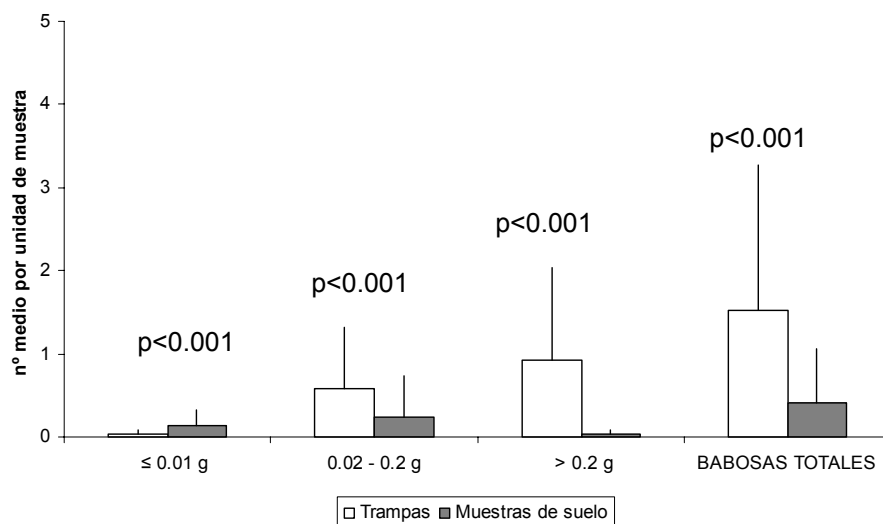


FIGURA 4.26: Medias y desviaciones típicas del nº de *D. reticulatum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Abadín. El valor p está basado en análisis realizados sobre los datos transformados en forma de raíz cuadrada.

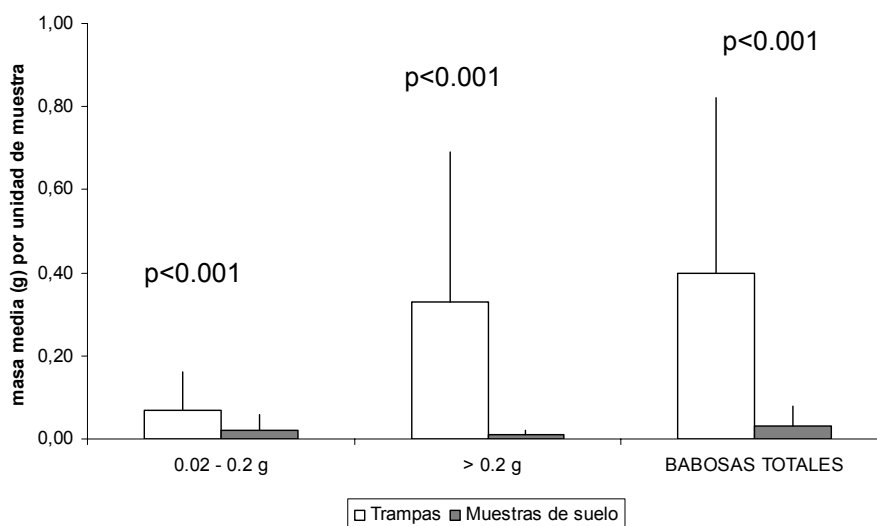


FIGURA 4.27: Medias y desviaciones típicas de la masa (g) de *D. reticulatum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Abadín. El valor p está basado en análisis realizados sobre los datos transformados logarítmicamente.

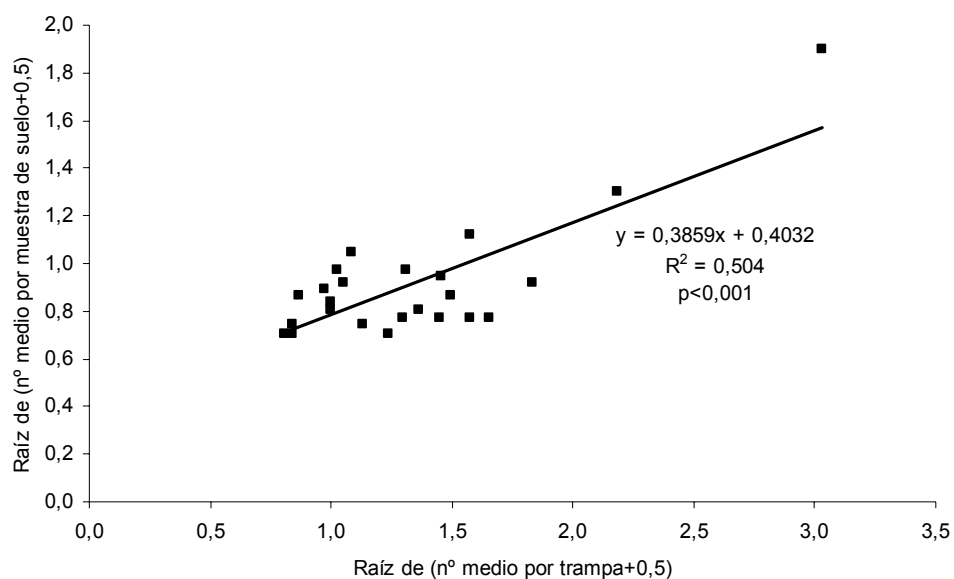


FIGURA 4.28: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal del nº de *D. reticulatum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Abadín (datos transformados en forma de raíz cuadrada).

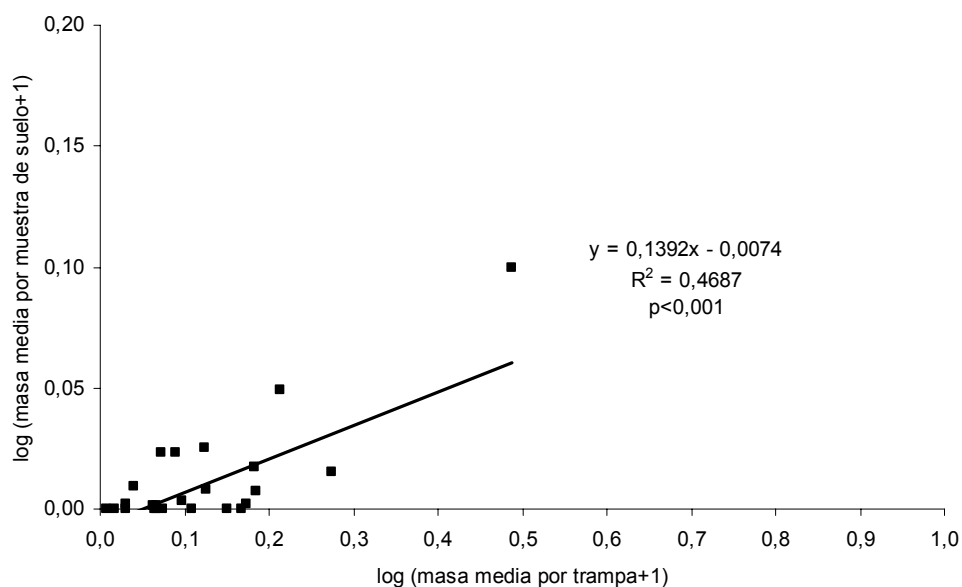


FIGURA 4.29: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal de la masa de *D. reticulatum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Abadín (datos transformados logarítmicamente).

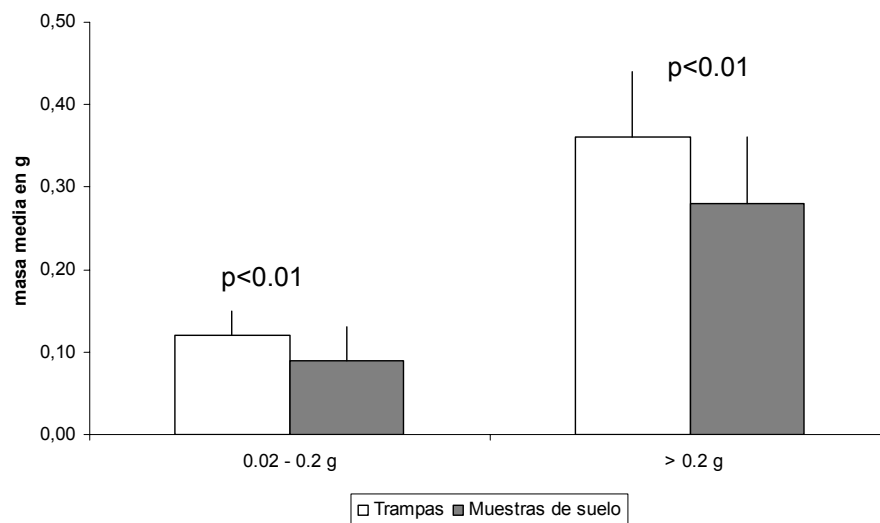


FIGURA 4.30: Media y desviación típica del tamaño (masa en g) de los individuos de la especie *D. reticulatum* capturados en trampas y en suelos en la localidad de Abadín. El valor p es unilateral y está basado en análisis realizados sobre los datos transformados logarítmicamente.

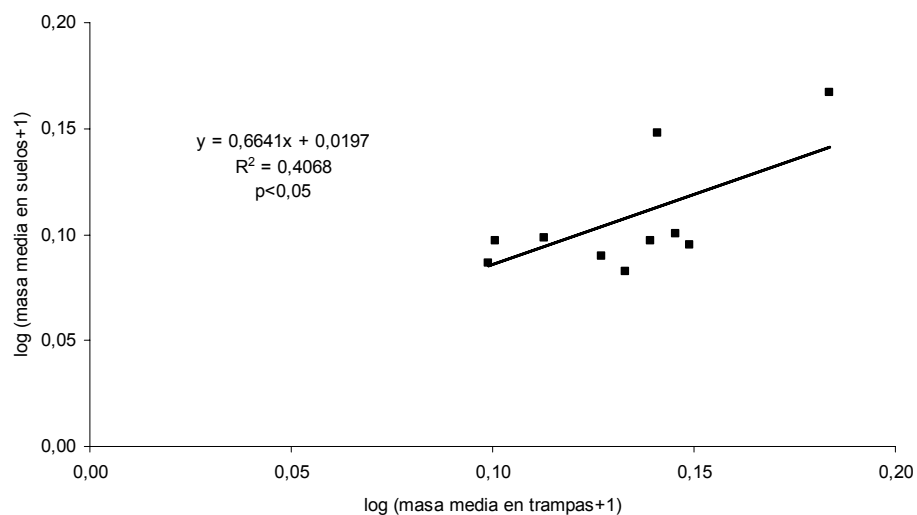


FIGURA 4.31: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal del tamaño medio (masa en g) de los *D. reticulatum* de tamaño >0.2 g capturados en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Abadín (datos transformados logarítmicamente).

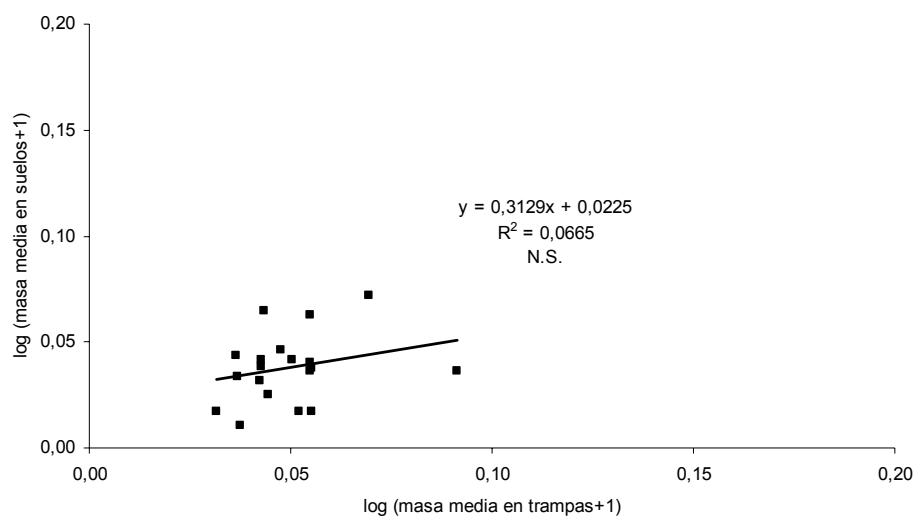


FIGURA 4.32: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal del tamaño medio (masa en g) de los *D. reticulatum* de tamaño 0.02-0.2 g capturados en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Abadín (datos transformados logarítmicamente). N.S. = no significativo.

Localidad de Cambados

El nº medio de capturas por unidad de muestra de la babosa *D. reticulatum* en la localidad de Cambados fue mayor en las trampas que en las muestras de suelo en todos los casos excepto en el de los individuos de tamaño ≤ 0.01 g, existiendo diferencias significativas con respecto al nº de capturas en todos los casos (FIGURA 4.33; babosas totales: $t = 4.755$, $gl = 25$, $p < 0.001$; individuos de tamaño > 0.2 g: $t = 4.845$, $gl = 25$, $p < 0.001$; individuos de tamaño 0.02-0.2 g: $t = 3.832$, $gl = 25$, $p < 0.001$; individuos de tamaño ≤ 0.01 g: $t = 2.510$, $gl = 25$, $p < 0.05$). En términos de masa media capturada por unidad de muestra, las trampas fueron superiores a las muestras de suelo en todos los casos (FIGURA 4.34; babosas totales: $t = 4.921$, $gl = 25$, $p < 0.001$; individuos de tamaño > 0.2 g: $t = 4.540$, $gl = 25$, $p < 0.001$; individuos de tamaño 0.02-0.2 g: $t = 3.081$, $gl = 25$, $p < 0.01$). Las capturas en trampas y en suelos mostraron correlaciones significativas para el nº medio por unidad de muestra (FIGURA 4.35; $r = 0.490$, $N = 26$, $p < 0.05$), y para la masa media por unidad de muestra (FIGURA 4.36; $r = 0.623$, $N = 26$, $p < 0.001$).

Los individuos capturados en las trampas fueron de tamaño mayor que los capturados en las muestras de suelo (FIGURA 4.37; individuos de tamaño > 0.2 g: $t = 3.343$, $gl = 8$, $p < 0.01$; individuos de tamaño 0.02-0.2 g: $t = 3.040$, $gl = 13$, $p < 0.01$).



Existió una correlación significativa entre los tamaños medios de los individuos de tamaño >0.2 g capturados en trampas y en suelos (FIGURA 4.38; $r = 0.823$, $N = 9$, $p < 0.01$), pero no en el caso de los individuos de tamaño $0.02-0.2$ g (FIGURA 4.39; $r = 0.317$, $N = 14$, N.S.).

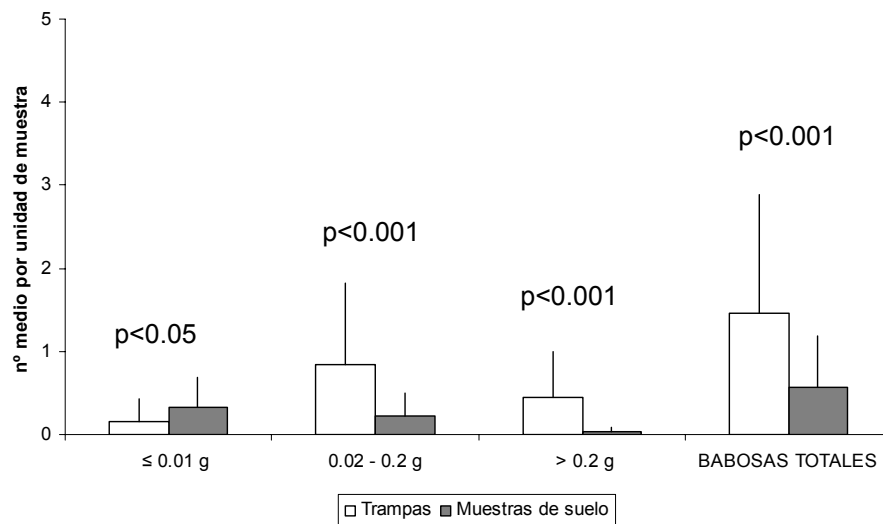


FIGURA 4.33: Medias y desviaciones típicas del nº de *D. reticulatum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Cambados. El valor p está basado en análisis realizados sobre los datos transformados en forma de raíz cuadrada.

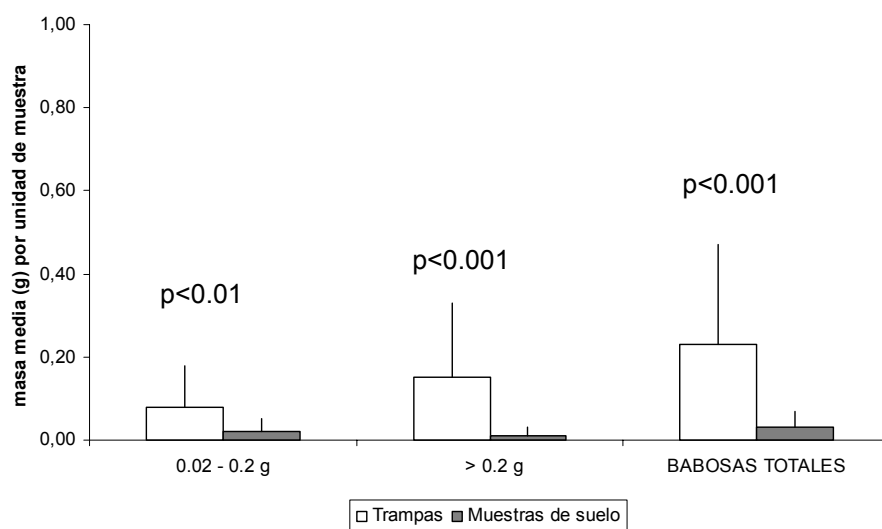


FIGURA 4.34: Medias y desviaciones típicas de la masa (g) de *D. reticulatum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Cambados. El valor p está basado en análisis realizados sobre los datos transformados logarítmicamente.

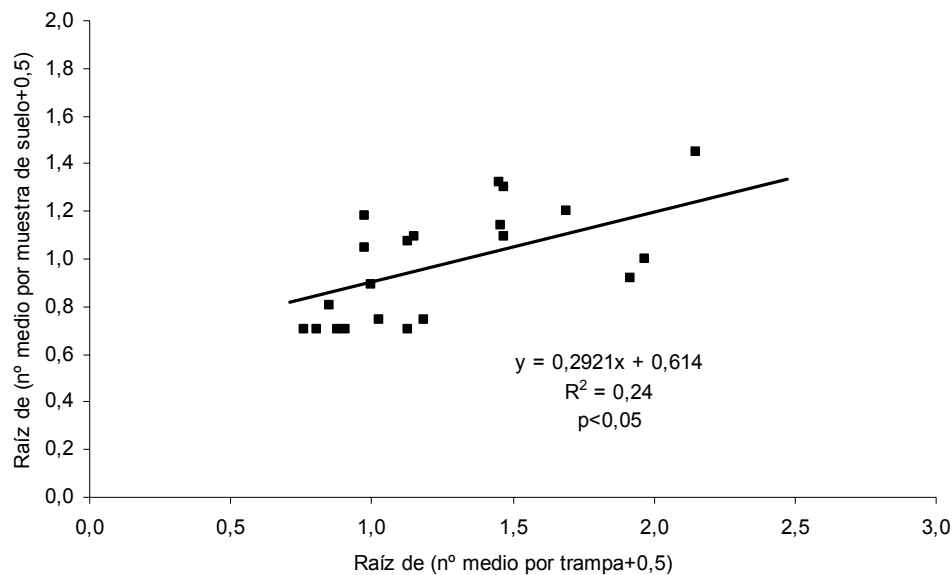


FIGURA 4.35: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal del nº de *D. reticulatum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Cambados (datos transformados en forma de raíz cuadrada).

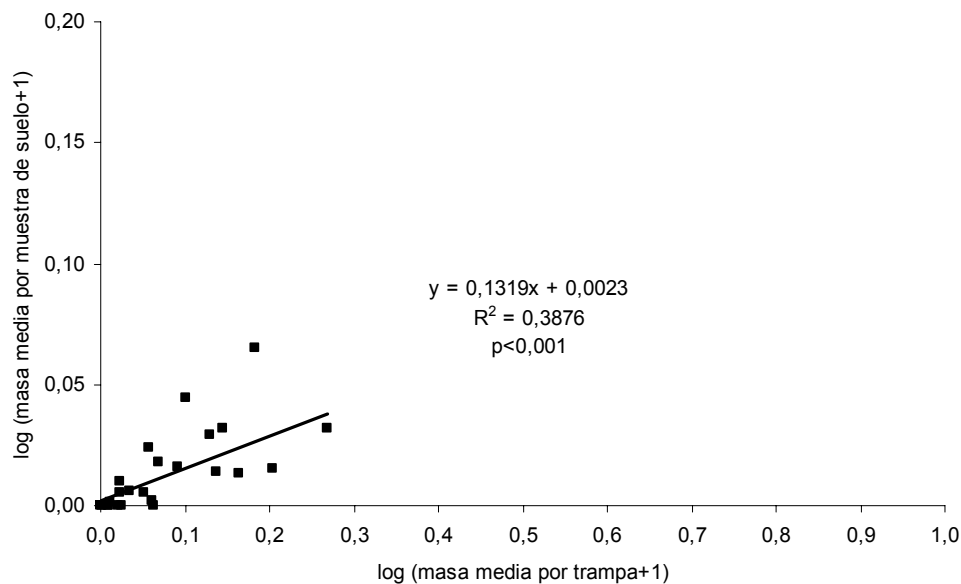


FIGURA 4.36: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal de la masa de *D. reticulatum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Cambados (datos transformados logarítmicamente).

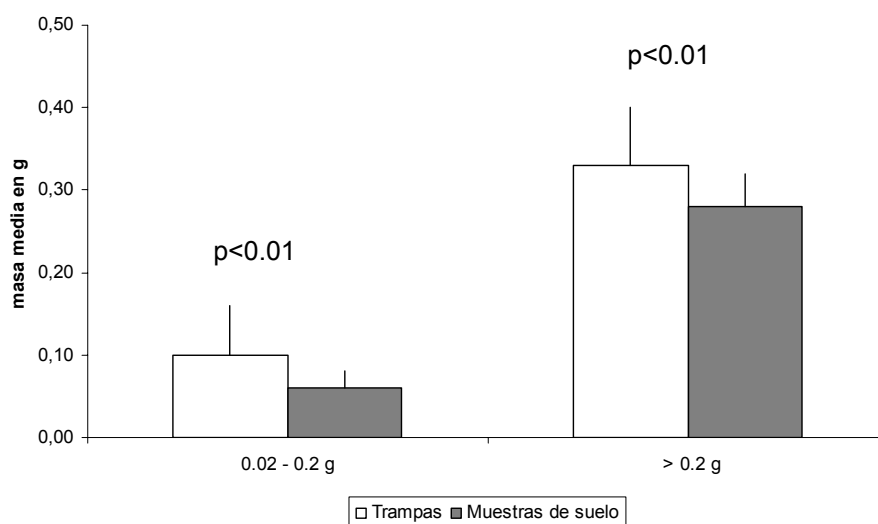


FIGURA 4.37: Media y desviación típica del tamaño (masa en g) de los individuos de la especie *D. reticulatum* capturados en trampas y en suelos en la localidad de Cambados. El valor p es unilateral y está basado en análisis realizados sobre los datos transformados logarítmicamente.

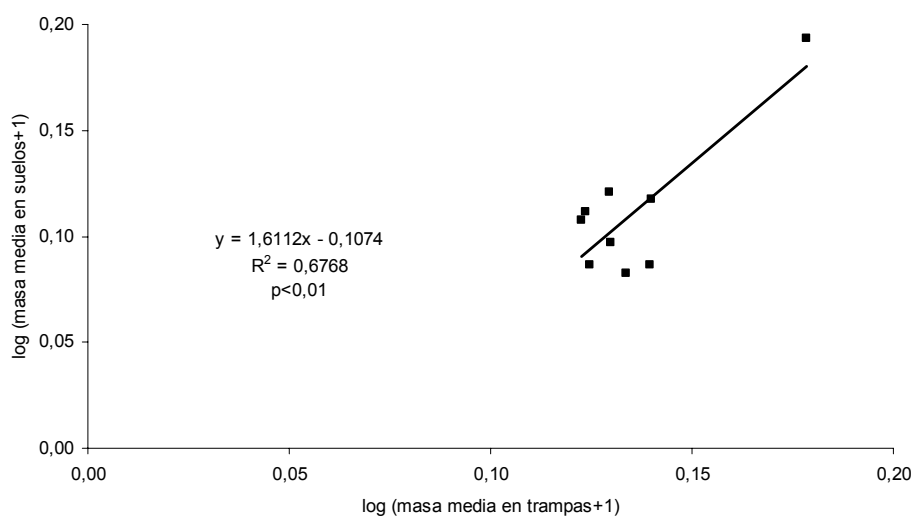


FIGURA 4.38: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal del tamaño medio (masa en g) de los *D. reticulatum* de tamaño >0.2 g capturados en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Cambados (datos transformados logarítmicamente).

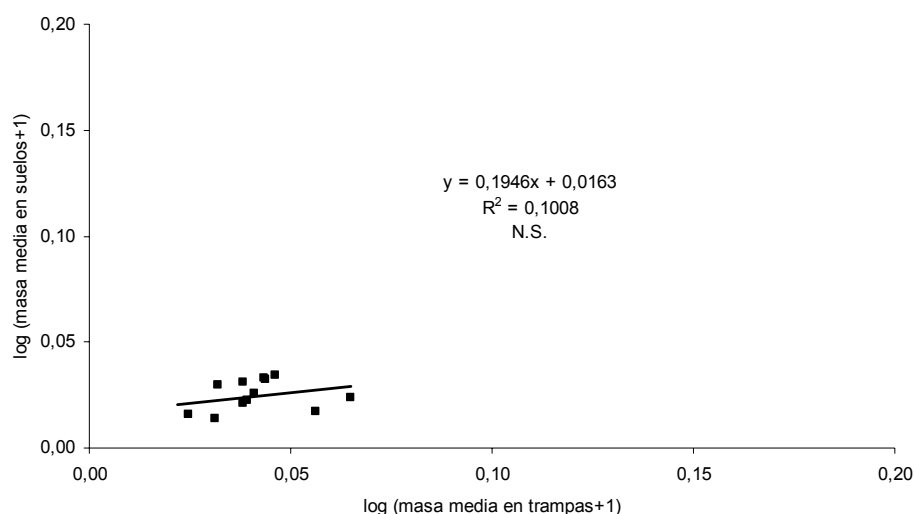


FIGURA 4.39: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal del tamaño medio (masa en g) de los *D. reticulatum* de tamaño 0.02-0.2 g capturados en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Cambados (datos transformados logarítmicamente). N.S. = no significativo.

Localidad de Santa Comba

En Santa Comba, las capturas de *D. reticulatum* realizadas en trampas y en muestras de suelo resultaron también significativamente diferentes con respecto al nº de capturas (FIGURA 4.40; babosas totales: $t = 7.334$, $gl = 25$, $p < 0.001$; individuos de tamaño > 0.2 g : $t = 5.647$, $gl = 25$, $p < 0.001$; individuos de tamaño 0.02-0.2 g : $t = 5.133$, $gl = 25$, $p < 0.001$; individuos de tamaño ≤ 0.01 g: $t = 3.267$, $gl = 25$, $p < 0.01$) y con respecto a la masa capturada (FIGURA 4.41; babosas totales: $t = 6.735$, $gl = 25$, $p < 0.001$; individuos de tamaño > 0.2 g : $t = 5.544$, $gl = 25$, $p < 0.001$; individuos de tamaño 0.02-0.2 g: $t = 3.523$, $gl = 25$, $p < 0.01$), registrándose en las trampas mayores valores medios por unidad de muestra que en los suelos, excepto para el nº medio de capturas de individuos de tamaño ≤ 0.01 g, que fue superior en los suelos. Las capturas en trampas y en suelos mostraron correlaciones significativas (nº de capturas por unidad de muestra, FIGURA 4.42; $r = 0.586$, $N = 26$, $p < 0.01$; masa por unidad de muestra, FIGURA 4.43; $r = 0.504$, $N = 26$, $p < 0.01$).

Con respecto al tamaño de los individuos capturados en cada tipo de muestra, en las trampas se capturaron individuos de tamaño > 0.2 g e individuos de tamaño 0.02-0.2 g de mayor tamaño medio que en las muestras de suelo (FIGURA 4.44; individuos de tamaño > 0.2 g : $t = 2.705$, $gl = 10$, $p < 0.05$; individuos de tamaño 0.02-0.2



g : $t = 2.487$, $gl = 16$, $p < 0.05$). Los tamaños medios de los *D. reticulatum* > 0.2 g capturados en trampas y en suelos estuvieron significativamente correlacionados (FIGURA 4.45; $r = 0.726$, $N = 11$, $p < 0.05$), pero no lo estuvieron los de los individuos de tamaño 0.02-0.2 g (FIGURA 4.46; $r = 0.119$, $N = 17$, N.S.).

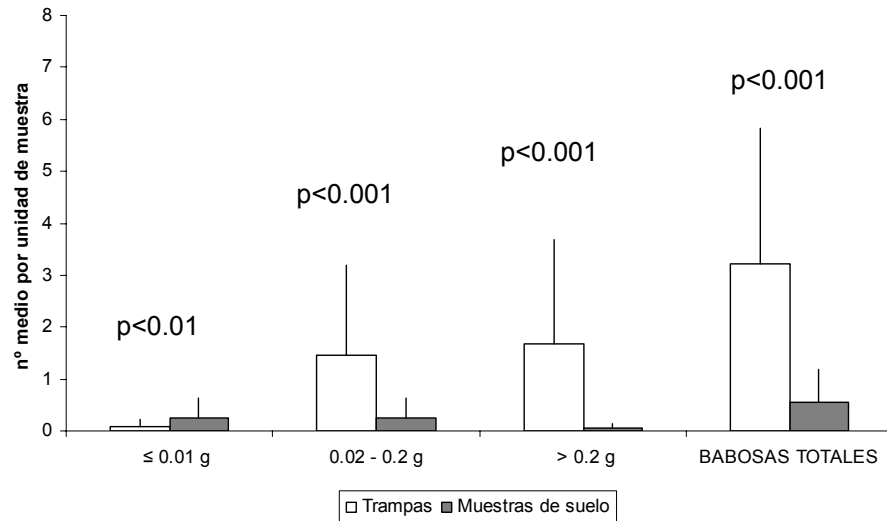


FIGURA 4.40: Medias y desviaciones típicas del nº de *D. reticulatum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Santa Comba. El valor p está basado en análisis realizados sobre los datos transformados en forma de raíz cuadrada.

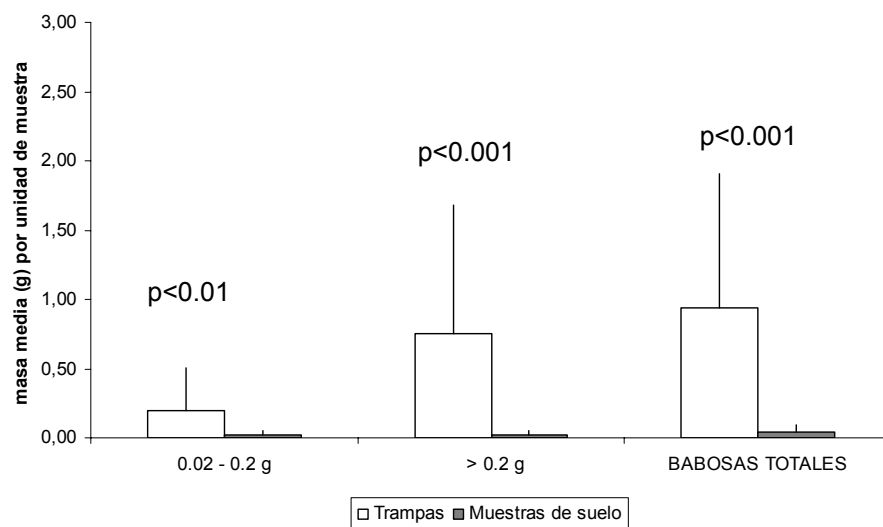


FIGURA 4.41: Medias y desviaciones típicas de la masa (g) de *D. reticulatum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Santa Comba. El valor p está basado en análisis realizados sobre los datos transformados logarítmicamente.

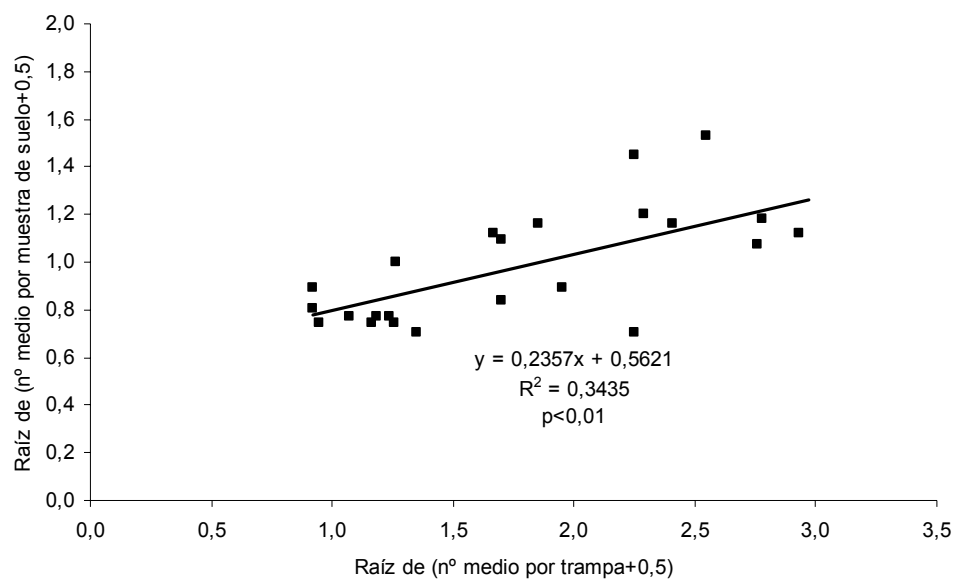


FIGURA 4.42: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal del nº de *D. reticulatum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Santa Comba (datos transformados en forma de raíz cuadrada).

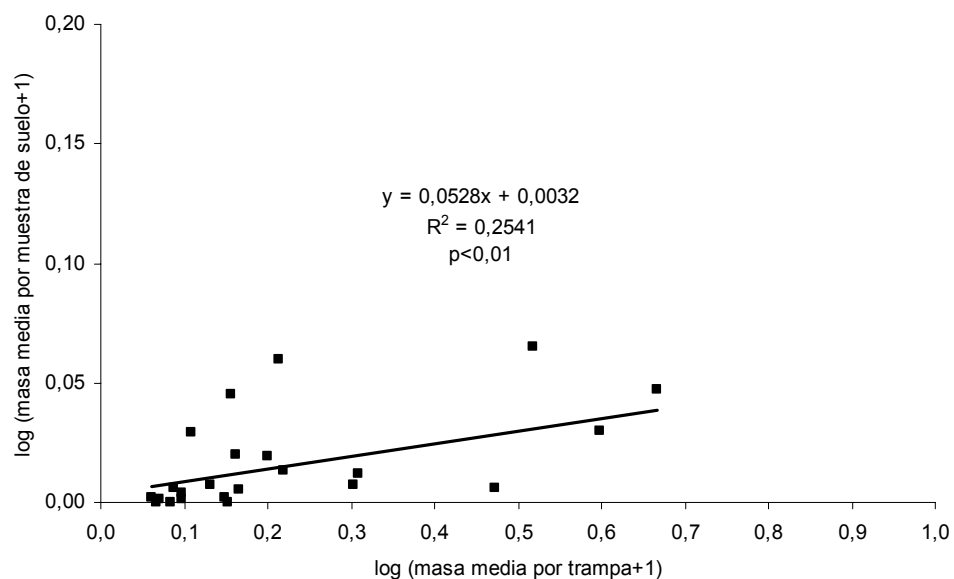


FIGURA 4.43: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal de la masa de *D. reticulatum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Santa Comba (datos transformados logarítmicamente).

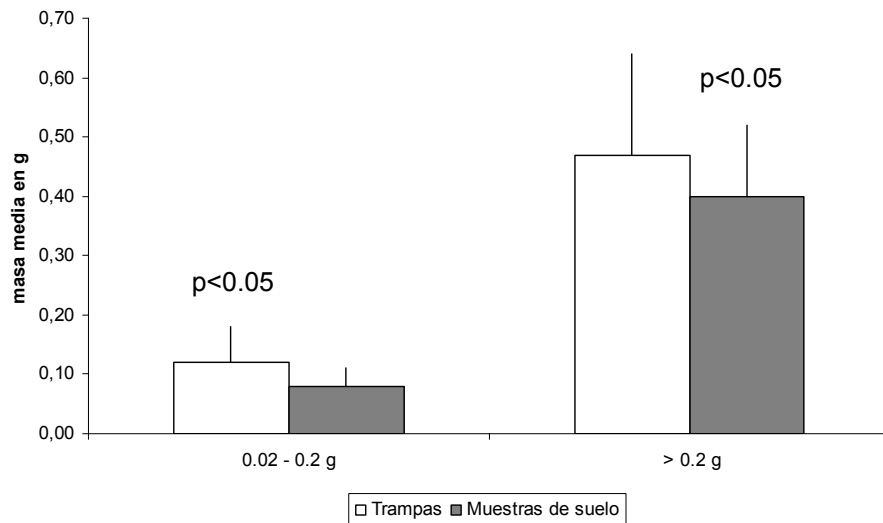


FIGURA 4.44: Media y desviación típica del tamaño (masa en g) de los individuos de la especie *D. reticulatum* capturados en trampas y en suelos en la localidad de Santa Comba. El valor p es unilateral y está basado en análisis realizados sobre los datos transformados logarítmicamente.

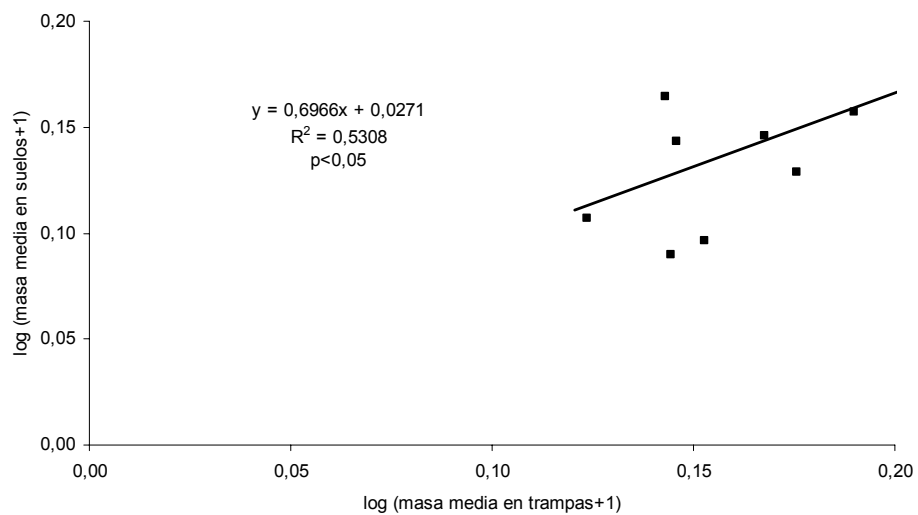


FIGURA 4.45: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal del tamaño medio (masa en g) de los *D. reticulatum* de tamaño >0.2 g capturados en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Santa Comba (datos transformados logarítmicamente).

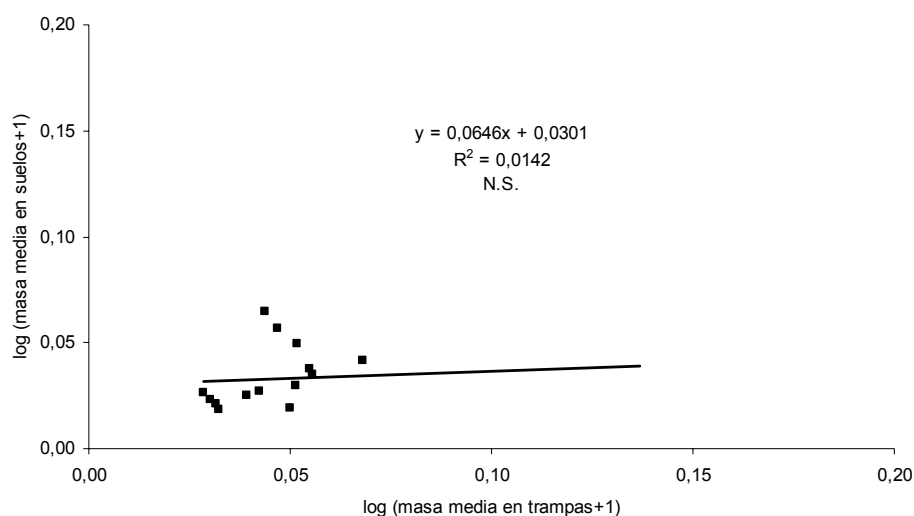


FIGURA 4.46: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal del tamaño medio (masa en g) de los *D. reticulatum* de tamaño 0.02-0.2 g capturados en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Santa Comba (datos transformados logarítmicamente). N.S. = no significativo.

Deroceras laeve

Localidad de Monforte

La especie *D. laeve* sólo apareció en la localidad de Monforte. Las TABLAS 4.4 y 4.5 muestran los valores medios y desviaciones típicas de las capturas realizadas de esta especie por unidad de muestra, en trampas y en suelos, para cada uno de los dos años de muestreo y por clases de talla, en forma del nº medio de capturas por unidad de muestra (TABLA 4.4) y en forma de la de masa media capturada por unidad de muestra (TABLA 4.5). La aplicación de un análisis de varianza sobre el nº y la masa de las capturas realizadas reveló que el año de muestreo no tuvo un efecto significativo sobre ninguna de las variables (para el nº de capturas: $F = 2.067$, $gl = 1, 24$, $p > 0.05$; para la masa capturada: $F = 0.044$, $gl = 1, 24$, $p > 0.05$), por lo que la comparación entre las capturas realizadas en trampas y en muestras de suelo se realizó para el conjunto de capturas realizadas durante los dos años de muestreo.

La TABLA 4.6 muestra los valores del tamaño medio (masa media en g), y sus desviaciones típicas, de los individuos de tamaño 0.02-0.2 g e individuos de tamaño > 0.2 g capturados en las trampas y en las muestras de suelo para cada año de muestreo.



Localidad	Período de muestreo	Clase de talla	Capturas en trampas	Capturas en suelos
Monforte	Primer año	≤ 0.01 g	0.07 ± 0.13	1.28 ± 1.10
		$0.02 - 0.2$ g	1.54 ± 1.10	0.82 ± 0.64
		> 0.2 g	0.01 ± 0.02	
		Total	1.62 ± 1.09	2.10 ± 1.34
	Segundo año	≤ 0.01 g	0.08 ± 0.08	1.21 ± 0.84
		$0.02 - 0.2$ g	1.41 ± 1.28	1.15 ± 1.12
		> 0.2 g	0.03 ± 0.04	
		Total	1.52 ± 1.31	2.36 ± 1.27
	2 años	≤ 0.01 g	0.08 ± 0.11	1.25 ± 0.96
		$0.02 - 0.2$ g	1.47 ± 1.17	0.98 ± 0.85
		> 0.2 g	0.02 ± 0.04	
		Total	1.57 ± 1.18	2.23 ± 1.29

TABLA 4.4: Número de capturas por unidad de muestra (media \pm desviación típica), en trampas y en suelos, de la especie *D. laeve*.

Localidad	Período de muestreo	Clase de talla	Capturas en trampas	Capturas en suelos
Monforte	Primer año	$0.02 - 0.2$ g	0.12 ± 0.12	0.06 ± 0.04
		> 0.2 g	0.01 ± 0.01	
		Total	0.13 ± 0.12	0.06 ± 0.04
	Segundo año	$0.02 - 0.2$ g	0.12 ± 0.13	0.08 ± 0.06
		> 0.2 g	0.01 ± 0.01	
		Total	0.13 ± 0.13	0.08 ± 0.06
	2 años	$0.02 - 0.2$ g	0.12 ± 0.12	0.07 ± 0.05
		> 0.2 g	0.01 ± 0.01	
		Total	0.13 ± 0.12	0.07 ± 0.05

TABLA 4.5: Masa capturada (g) por unidad de muestra (media \pm desviación típica), en trampas y en suelos, de la especie *D. laeve*.

Localidad	Período de muestreo	Clase de talla	Capturas en trampas	Capturas en suelos
Monforte	Primer año	$0.02 - 0.2$ g	0.07 ± 0.02	0.06 ± 0.01
		> 0.2 g	0.28 ± 0.06	
	Segundo año	$0.02 - 0.2$ g	0.07 ± 0.02	0.05 ± 0.01
		> 0.2 g	0.28 ± 0.04	
	2 años	$0.02 - 0.2$ g	0.07 ± 0.02	0.05 ± 0.01

TABLA 4.6: Media y desviación típica del tamaño (masa en g) de los individuos de la especie *D. laeve* capturados en trampas y en suelos.



Individuos de tamaño >0.2 g de *D. laeve* aparecieron en muy baja cantidad (sólo 23 de los 2794 individuos capturados), y únicamente fueron capturados en las trampas, nunca en las muestras de suelo. Pese a ello, trampas y muestras de suelo no fueron significativamente diferentes con respecto al n° medio de capturas de esta especie por unidad de muestra (FIGURA 4.47; $t = 1.910$, $gl = 25$, $p > 0.05$). Sin embargo, trampas y suelos sí fueron significativamente diferentes con respecto al n° medio de capturas de individuos de tamaño $0.02-0.2$ g y de individuos de tamaño ≤ 0.01 g (FIGURA 4.48; individuos de tamaño $0.02-0.2$ g: $t = 2.529$, $gl = 25$, $p < 0.05$; individuos de tamaño ≤ 0.01 g: $t = 6.875$, $gl = 25$, $p < 0.001$), registrándose mayor n° de capturas de individuos de tamaño $0.02-0.2$ g en las trampas y de individuos de tamaño ≤ 0.01 g en los suelos.

En términos de masa media de *D. laeve* por unidad de muestra (FIGURA 4.49), trampas y muestras de suelo sí resultaron significativamente diferentes (babosas totales: $t = 3.168$, $gl = 25$, $p < 0.01$; individuos de tamaño $0.02-0.2$ g: $t = 2.858$, $gl = 25$, $p < 0.01$), con capturas en las trampas mayores que en los suelos.

Las capturas de *D. laeve* realizadas en trampas y en suelos no mostraron una correlación significativa en términos de n° medio por unidad de muestra (FIGURA 4.50 $r = -0.030$, $N = 26$, $p > 0.05$), pero sí en términos de masa media por unidad de muestra (FIGURA 4.51; $r = 0.695$, $N = 26$, $p < 0.001$).

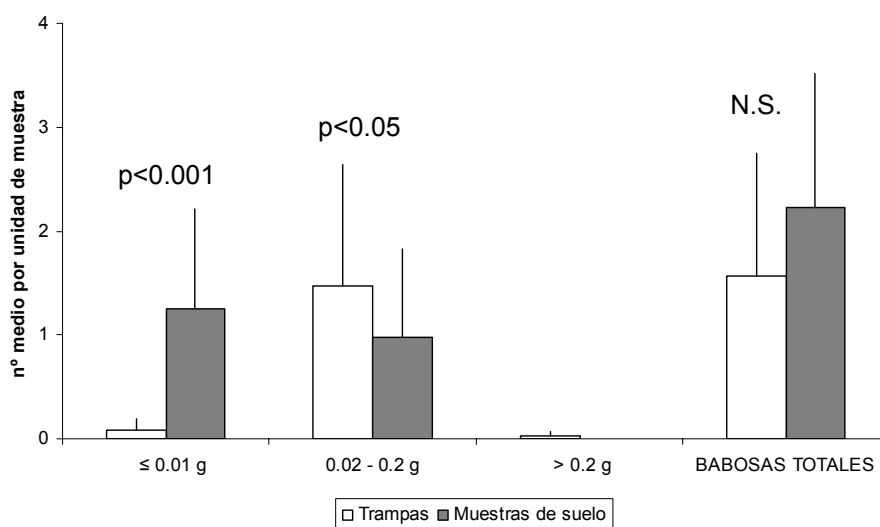


FIGURA 4.47: Medias y desviaciones típicas del n° de *D. laeve* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Monforte. El valor p está basado en análisis realizados sobre los datos transformados en forma de raíz cuadrada. N.S. = no significativo.

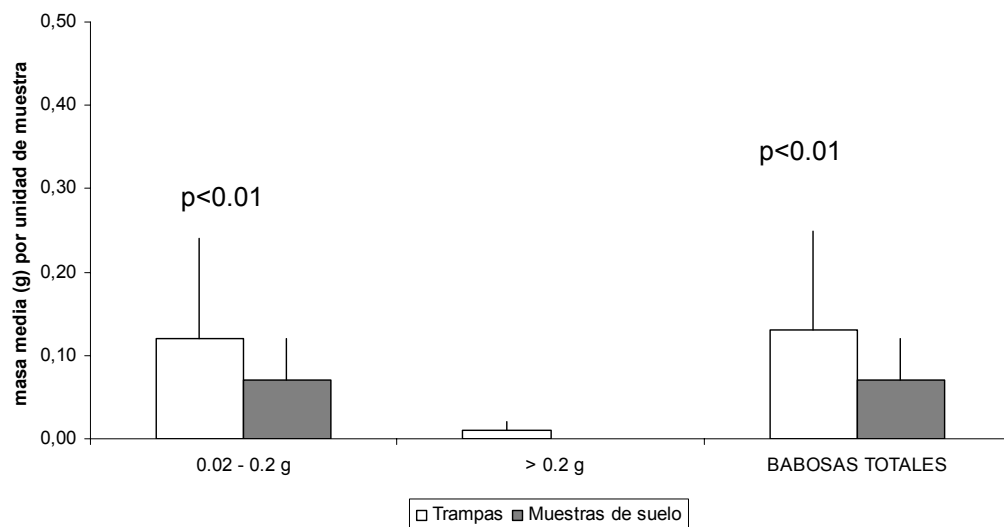


FIGURA 4.48: Medias y desviaciones típicas de la masa (g) de *D. laeve* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Monforte. El valor p está basado en análisis realizados sobre los datos transformados logarítmicamente.

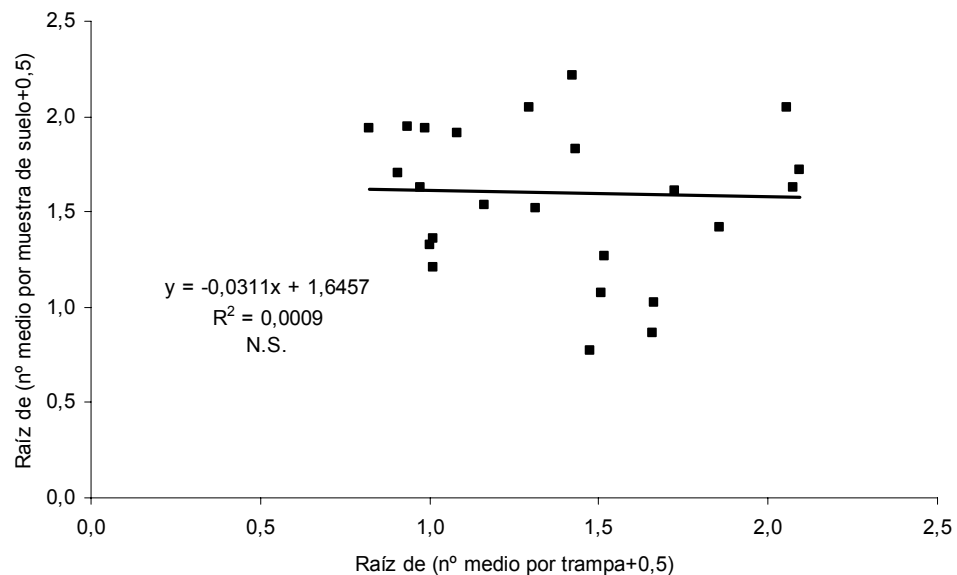


FIGURA 4.49: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal del nº de *D. laeve* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Monforte (datos transformados en forma de raíz cuadrada). N.S. = no significativo.

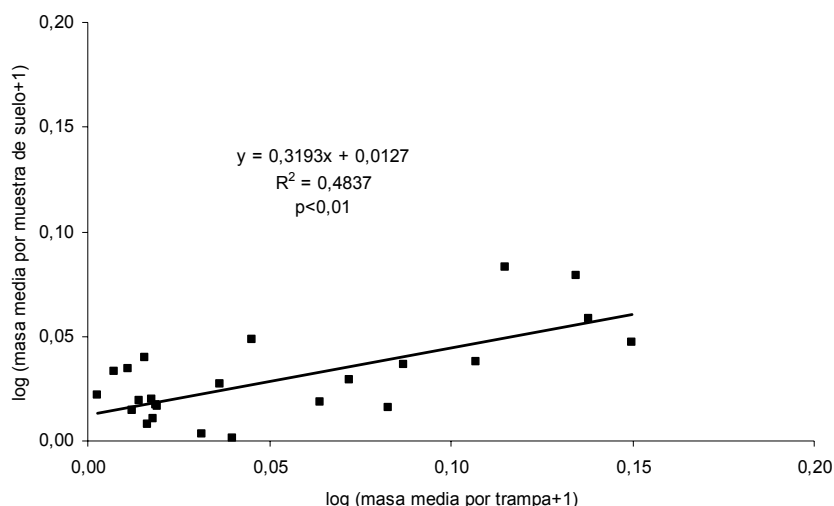


FIGURA 4.50: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal de la masa de *D. laeve* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Monforte (datos transformados logarítmicamente).

Con respecto al tamaño medio de los individuos capturados en cada tipo de muestra, la comparación entre trampas y suelos sólo pudo realizarse para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g, debido a la ausencia de capturas de individuos de tamaño >0.2 g de *D. laeve* en muestras de suelo; a este respecto, los individuos de tamaño 0.02-0.2 g capturados en las trampas fueron significativamente mayores que los capturados en las muestras de suelo (FIGURA 4.51; individuos de tamaño 0.02-0.2 g: $t = 4.999$, $gl = 25$, $p < 0.001$) y existió una correlación significativa entre los tamaños medios de los individuos de tamaño 0.02-0.2 g capturados en trampas y en suelos (FIGURA 4.52; $r = 0.651$, $N = 26$, $p < 0.001$).

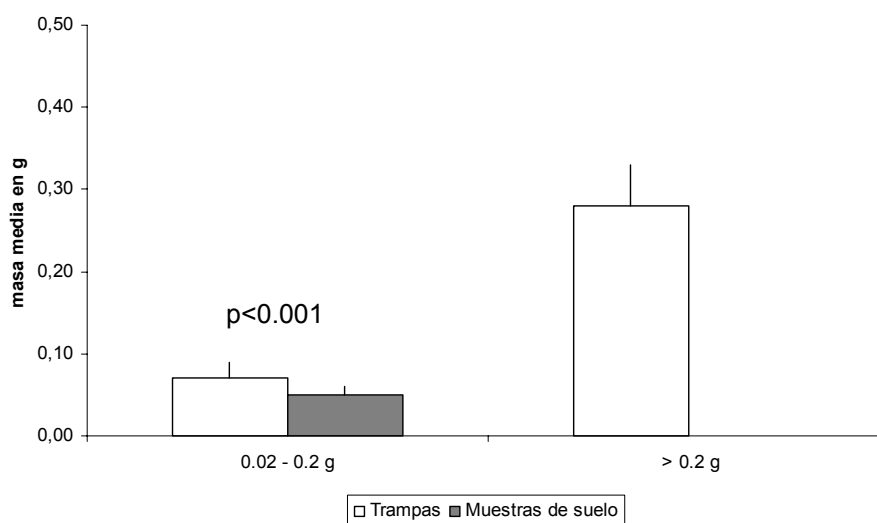


FIGURA 4.51: Media y desviación típica del tamaño (masa en g) de los individuos de la especie *D. laeve* capturados en trampas y en suelos en la localidad de Monforte. El valor p es unilateral y está basado en análisis realizados sobre los datos transformados logarítmicamente.

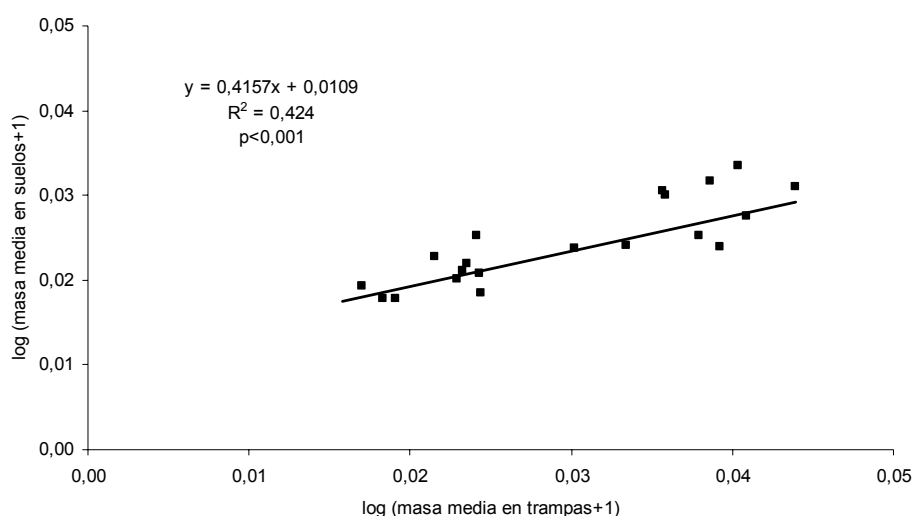


FIGURA 4.52: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal del tamaño medio (masa en g) de los *D. laeve* de tamaño 0.02-0.2 g capturados en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Monforte (datos transformados logarítmicamente).

Deroceras panormitanum

La aplicación de modelos lineales generalizados sobre el número y la masa de las capturas de *D. panormitanum* demostró la existencia de un efecto significativo de la localidad sobre el nº de capturas ($F = 35.893$, $gl = 2, 72$, $p < 0.001$) y sobre la masa capturada ($F = 85.240$, $gl = 2, 72$, $p < 0.001$); sin embargo, el año de muestreo no tuvo un efecto significativo ni sobre el nº de capturas ($F = 0.001$, $gl = 1, 72$, $p > 0.05$), ni sobre la masa de las capturas ($F = 0.024$, $gl = 1, 72$, $p > 0.05$), y tampoco existió una interacción significativa entre la localidad y el año de muestreo (para el nº de capturas: $F = 0.279$, $gl = 2, 72$, $p > 0.05$; para la masa capturada: $F = 0.425$, $gl = 2, 72$, $p > 0.05$). Debido a ello, la comparación entre las capturas realizadas en trampas y en muestras de suelo se realizó para cada localidad por separado y, en cada localidad, para el conjunto de capturas realizadas durante los dos años de muestreo. No se realizaron las comparaciones correspondientes a la localidad de Abadín debido al reducido número de capturas de *D. panormitanum* que se registraron en esta localidad (57 individuos, frente a los 1952 individuos de Cambados y los 3920 de Santa Comba).

Las TABLAS 4.7 y 4.8 muestran los valores medios y desviaciones típicas de las capturas de *D. panormitanum* por unidad de muestra en trampas y en suelos para



las localidades de Cambados y Santa Comba, para cada uno de los años de muestreo y por clases de talla, en términos de nº de capturas por unidad de muestra (TABLA 4.7) y en términos de masa capturada por unidad de muestra (TABLA 4.8). La TABLA 4.9 muestra los valores del tamaño medio (masa media en g), y sus desviaciones típicas, de los individuos de tamaño 0.02-0.2 g e individuos de tamaño >0.2 g de *D. panormitanum* capturados en las trampas y en las muestras de suelo de cada localidad y para cada año de muestreo.

Localidad	Período de muestreo	Clase de talla	Capturas en trampas	Capturas en suelos
Cambados	Primer año	≤ 0.01 g	0.10±0.17	0.19±0.21
		0.02 - 0.2 g	1.18±0.86	0.20±0.20
		> 0.2 g	0.38±0.31	0.01±0.02
		Total	1.66±0.93	0.40±0.37
	Segundo año	≤ 0.01 g	0.23±0.32	0.26±0.31
		0.02 - 0.2 g	1.16±1.48	0.17±0.30
		> 0.2 g	0.28±0.25	0.01±0.03
		Total	1.67±1.94	0.44±0.53
	2 años	≤ 0.01 g	0.17±0.26	0.23±0.26
		0.02 - 0.2 g	1.17±1.18	0.18±0.25
		> 0.2 g	0.33±0.28	0.01±0.03
		Total	1.67±1.49	0.42±0.45
Santa Comba	Primer año	≤ 0.01 g	0.12±0.27	0.06±0.12
		0.02 - 0.2 g	2.56±3.90	0.19±0.56
		> 0.2 g	0.99±0.72	
		Total	3.67±4.35	0.25±0.59
	Segundo año	≤ 0.01 g	0.10±0.16	0.36±0.44
		0.02 - 0.2 g	1.62±1.32	0.29±0.45
		> 0.2 g	1.68±1.90	0.03±0.05
		Total	3.40±2.82	0.68±0.86
	2 años	≤ 0.01 g	0.11±0.20	0.21±0.35
		0.02 - 0.2 g	2.10±2.89	0.24±0.50
		> 0.2 g	1.33±1.45	0.02±0.03
		Total	3.54±3.60	0.47±0.75

TABLA 4.7: Número de capturas por unidad de muestra (media ± desviación típica), en trampas y en suelos, de la especie *D. panormitanum*.



Localidad	Período de muestreo	Clase de talla	Capturas en trampas	Capturas en suelos
Cambados	Primer año	0.02 - 0.2 g	0.12±0.08	0.013±0.012
		> 0.2 g	0.11±0.09	0.003±0.005
		Total	0.23±0.12	0.016±0.015
	Segundo año	0.02 - 0.2 g	0.12±0.16	0.016±0.030
		> 0.2 g	0.08±0.07	0.004±0.008
		Total	0.20±0.21	0.020±0.034
	2 años	0.02 - 0.2 g	0.12±0.13	0.014±0.023
		> 0.2 g	0.09±0.08	0.003±0.007
		Total	0.21±0.17	0.018±0.026
Santa Comba	Primer año	0.02 - 0.2 g	0.24±0.32	0.014±0.035
		> 0.2 g	0.31±0.22	
		Total	0.55±0.41	0.014±0.035
	Segundo año	0.02 - 0.2 g	0.19±0.15	0.025±0.033
		> 0.2 g	0.51±0.58	0.008±0.014
		Total	0.70±0.68	0.033±0.043
	2 años	0.02 - 0.2 g	0.21±0.25	0.019±0.033
		> 0.2 g	0.41±0.44	0.004±0.010
		Total	0.62±0.56	0.023±0.039

TABLA 4.8: Masa capturada (g) por unidad de muestra (media ± desviación típica), en trampas y en suelos, de la especie *D. panormitanum*.

Localidad	Período de muestreo	Clase de talla	Capturas en trampas	Capturas en suelos
Cambados	Primer año	0.02 - 0.2 g	0.10±0.03	0.06±0.02
		> 0.2 g	0.27±0.03	0.25±0.02
	Segundo año	0.02 - 0.2 g	0.10±0.02	0.07±0.02
		> 0.2 g	0.29±0.03	0.26±0.03
	2 años	0.02 - 0.2 g	0.10±0.02	0.06±0.02
		> 0.2 g	0.28±0.03	0.25±0.02
Santa Comba	Primer año	0.02 - 0.2 g	0.12±0.03	0.10±0.04
		> 0.2 g	0.32±0.05	
	Segundo año	0.02 - 0.2 g	0.11±0.03	0.08±0.03
		> 0.2 g	0.30±0.04	0.26±0.02
	2 años	0.02 - 0.2 g	0.11±0.03	0.09±0.04
		> 0.2 g	0.31±0.05	0.26±0.02

TABLA 4.9: Media y desviación típica del tamaño (masa en g) de los individuos de la especie *D. panormitanum* capturados en trampas y en suelos.



Localidad de Cambados

En la localidad de Cambados (FIGURA 4.53) las cantidades de *D. panormitanum* registradas en trampas y en muestras de suelo resultaron significativamente diferentes ($t= 5.521$, $gl= 25$, $p<0.001$), y las diferencias entre el nº medio de capturas realizadas en trampas y en muestras de suelo también fueron significativas al considerar sólo a los individuos de tamaño >0.2 g ($t= 6.290$, $gl= 25$, $p<0.001$), y sólo a los individuos de tamaño $0.02-0.2$ g ($t= 5.340$, $gl= 25$, $p<0.001$), registrándose en los tres casos mayor nº medio de capturas en las trampas que en los suelos; en el caso de los individuos de tamaño ≤ 0.01 g se registró un mayor nº medio de capturas en las muestras de suelo, pero las diferencias con respecto a las trampas no fueron significativas ($t= 1.150$, $gl= 25$, $p>0.05$).

Con respecto a la masa media de *D. panormitanum* por unidad de muestra en trampas y en suelos (FIGURA 4.54), las diferencias entre ambos métodos fueron significativas para las capturas totales ($t= 6.622$, $gl= 25$, $p<0.001$), para los individuos de tamaño >0.2 g ($t= 5.872$, $gl= 25$, $p<0.001$) y para los individuos de tamaño $0.02-0.2$ g ($t= 4.733$, $gl= 25$, $p<0.001$).

Las capturas de *D. panormitanum* por unidad de muestra en trampas y en suelos en la localidad de Cambados no mantuvieron una correlación significativa, ni en términos de nº medio de capturas (FIGURA 4.55; $r = 0.384$, $N = 26$, $p>0.05$), ni en términos de masa media (FIGURA 4.56; $r = 0.235$, $N = 26$, $p>0.05$).

El tamaño medio de los individuos (FIGURA 4.57) capturados en las trampas fue mayor que el de los individuos capturados en las muestras de suelo, tanto en el caso de los individuos de tamaño $0.02-0.2$ g ($t= 6.529$, $gl= 14$, $p<0.001$) como en el de los individuos de tamaño >0.2 g ($t= 2.907$, $gl= 5$, $p<0.05$), pero no existió una correlación significativa entre los tamaños medios de los *D. panormitanum* capturados en trampas y en suelos (individuos de tamaño >0.2 g , FIGURA 4.58; $r = 0.673$, $N=6$, $p>0.05$; individuos de tamaño $0.02-0.2$ g , FIGURA 4.59; $r = 0.175$, $N= 15$, $p>0.05$).

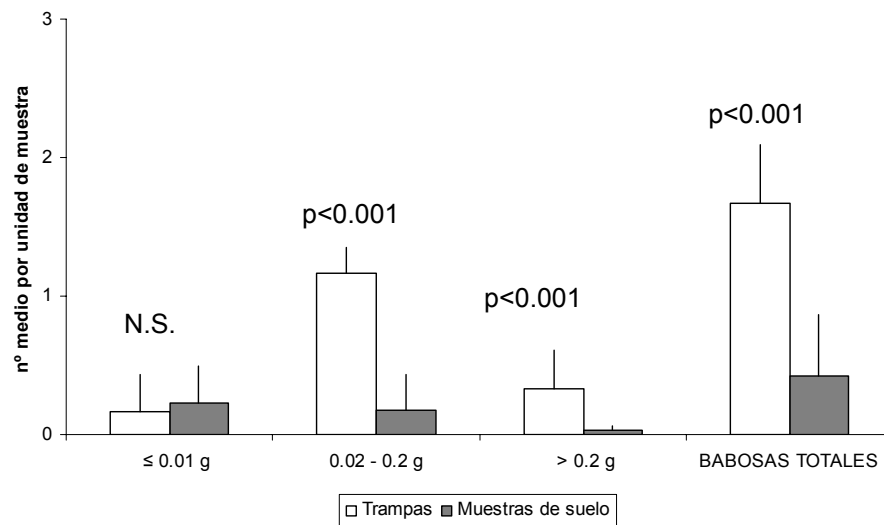


FIGURA 4.53: Medias y desviaciones típicas del nº de *D. panormitanum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Cambados. El valor p está basado en análisis realizados sobre los datos transformados en forma de raíz cuadrada. N.S. = no significativo.

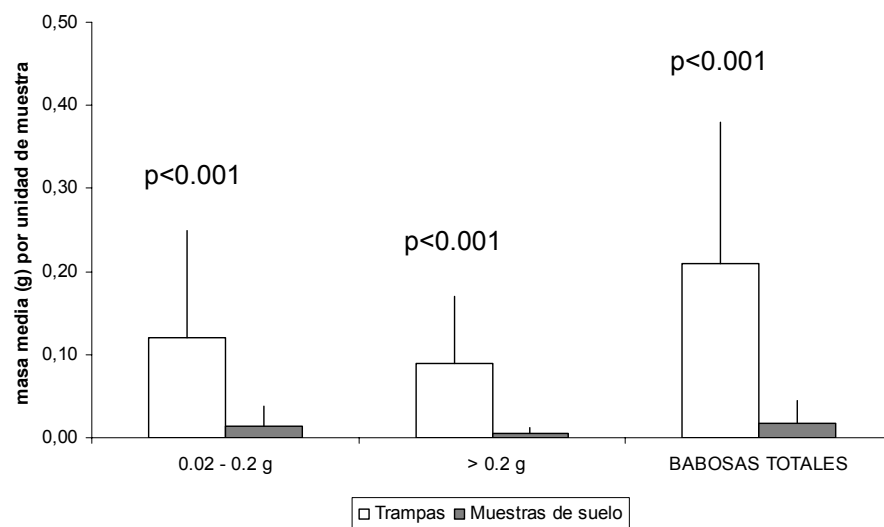


FIGURA 4.54: Medias y desviaciones típicas de la masa (g) de *D. panormitanum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Cambados. El valor p está basado en análisis realizados sobre los datos transformados logarítmicamente.

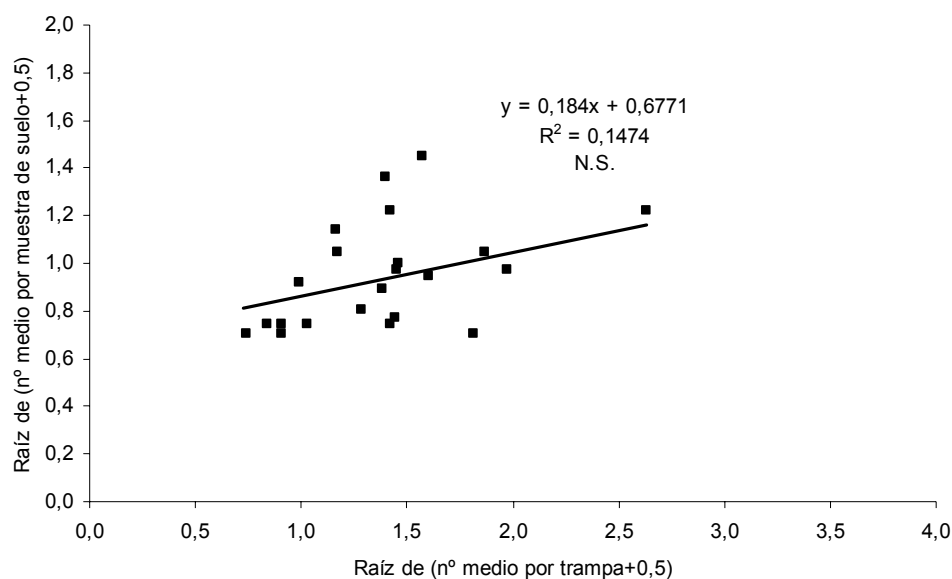


FIGURA 4.55: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal del nº de *D. panormitanum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Cambados (datos transformados en forma de raíz cuadrada). N.S. = no significativo.

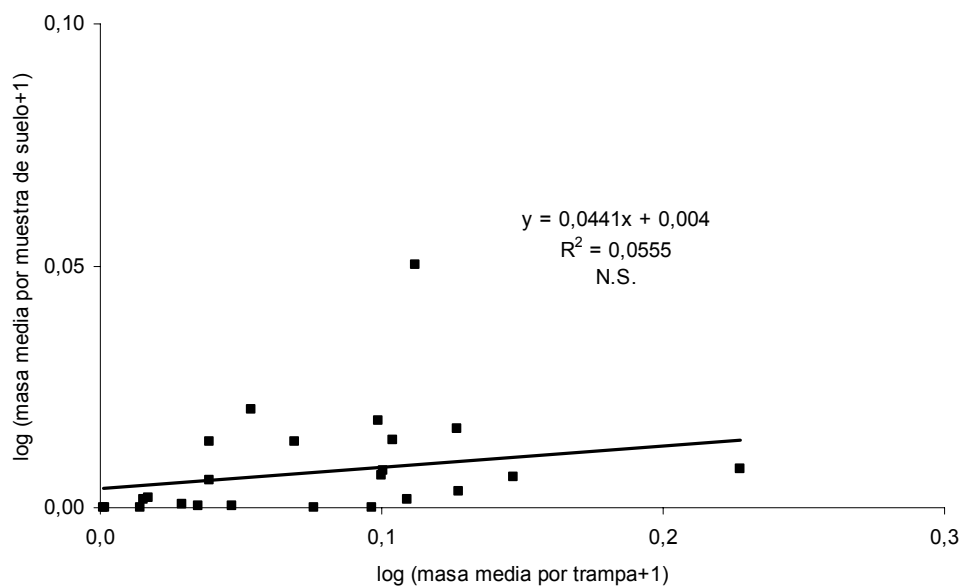


FIGURA 4.56: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal de la masa de *D. panormitanum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Cambados (datos transformados logarítmicamente). N.S. = no significativo.

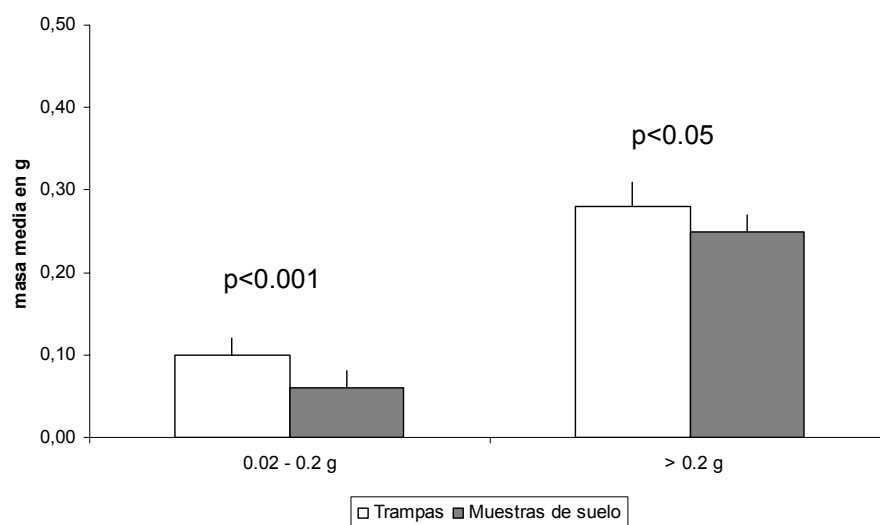


FIGURA 4.57: Media y desviación típica del tamaño (masa en g) de los individuos de la especie *D. panormitanum* capturados en trampas y en suelos en la localidad de Cambados. El valor p es unilateral y está basado en análisis realizados sobre los datos transformados logarítmicamente.

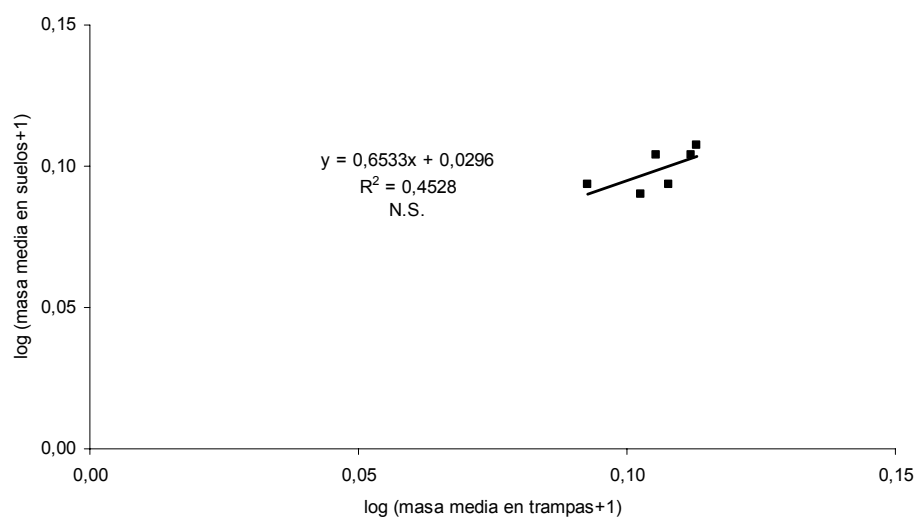


FIGURA 4.58: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal del tamaño medio (masa en g) de los *D. panormitanum* de tamaño >0.2 g capturados en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Cambados (datos transformados logarítmicamente). N.S. = no significativo.

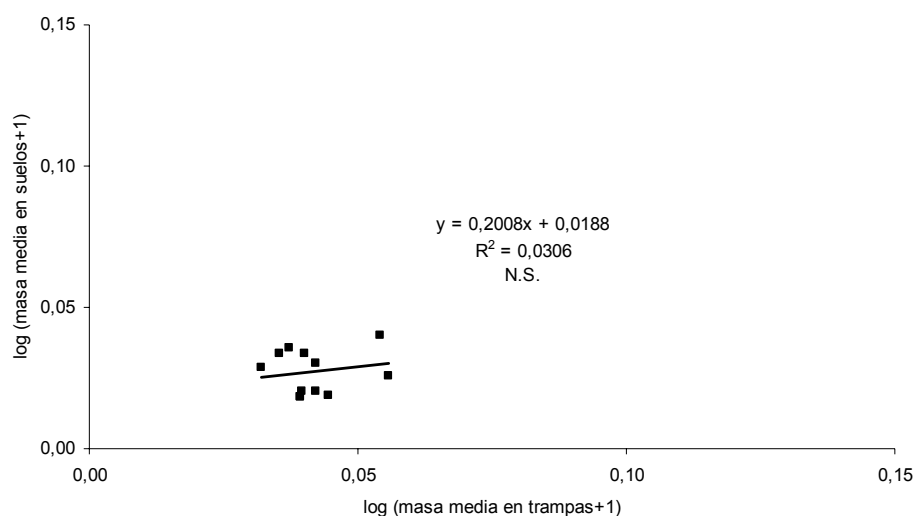


FIGURA 4.59: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal del tamaño medio (masa en g) de los *D. panormitanum* de tamaño 0.02-0.2 g capturados en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Cambados (datos transformados logarítmicamente). N.S. = no significativo.

Localidad de Santa Comba

Las cantidades medias de *D. panormitanum* registradas en las trampas y en las muestras de suelo de la localidad de Santa Comba (FIGURA 4.60) resultaron significativamente diferentes en todos los casos analizados, con un mayor nº medio de capturas por unidad de muestra en las trampas que en los suelos, excepto en el caso de los individuos de tamaño ≤ 0.01 g, en los que el nº medio por unidad de muestra fue mayor en los suelos (babosas totales: $t = 6.691$, $gl = 25$, $p < 0.001$; individuos de tamaño > 0.2 g: $t = 6.537$, $gl = 25$, $p < 0.001$; individuos de tamaño 0.02-0.2 g : $t = 10.075$, $gl = 25$, $p < 0.001$; individuos de tamaño ≤ 0.01 g: $t = 8.413$, $gl = 25$, $p < 0.001$).

En términos de masa media de capturas de *D. panormitanum* por unidad de muestra (FIGURA 4.61), las diferencias entre trampas y suelos también fueron significativas en todos los casos analizados, registrándose una mayor masa media de capturas por unidad de muestra en las trampas que en los suelos (babosas totales: $t = 7.325$, $gl = 25$, $p < 0.001$; individuos de tamaño > 0.2 g : $t = 6.128$, $gl = 25$, $p < 0.001$; individuos de tamaño 0.02-0.2 g : $t = 4.784$, $gl = 25$, $p < 0.001$).

Las capturas de *D. panormitanum* registradas en Santa Comba en trampas y en suelos mostraron una correlación significativa, tanto en términos de nº medio por unidad de muestra (FIGURA 4.62; $r = 0.549$, $N = 26$, $p < 0.01$) como en términos de masa media por unidad de muestra (FIGURA 4.63; $r = 0.490$, $N = 26$, $p < 0.05$).

Con respecto al tamaño medio de los individuos capturados en cada tipo de muestra, también existieron diferencias significativas entre trampas y muestras de suelo, de modo que tanto los individuos de tamaño > 0.2 g como los individuos de tamaño 0.02 - 0.2 g capturados en las trampas fueron significativamente mayores que los capturados en las muestras de suelo (FIGURA 4.64; individuos de tamaño > 0.2 g : $t = 2.715$, $gl = 3$, $p < 0.05$; individuos de tamaño 0.02 - 0.2 g : $t = 2.435$, $gl = 13$, $p < 0.05$). Los tamaños medios de los individuos capturados en trampas y en suelos no mantuvieron una correlación significativa (individuos de tamaño > 0.2 g , FIGURA 4.65; $r = 0.305$, $N = 4$, $p > 0.05$; individuos de tamaño 0.02 - 0.2 g , FIGURA 4.66; $r = 0.323$, $N = 14$, $p > 0.05$).

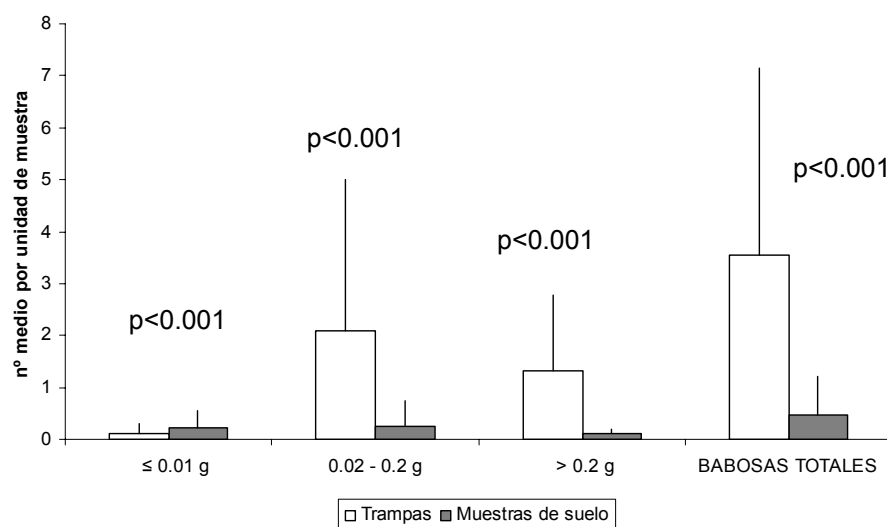


FIGURA 4.60: Medias y desviaciones típicas del nº de *D. panormitanum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Santa Comba. El valor p está basado en análisis realizados sobre los datos transformados en forma de raíz cuadrada.

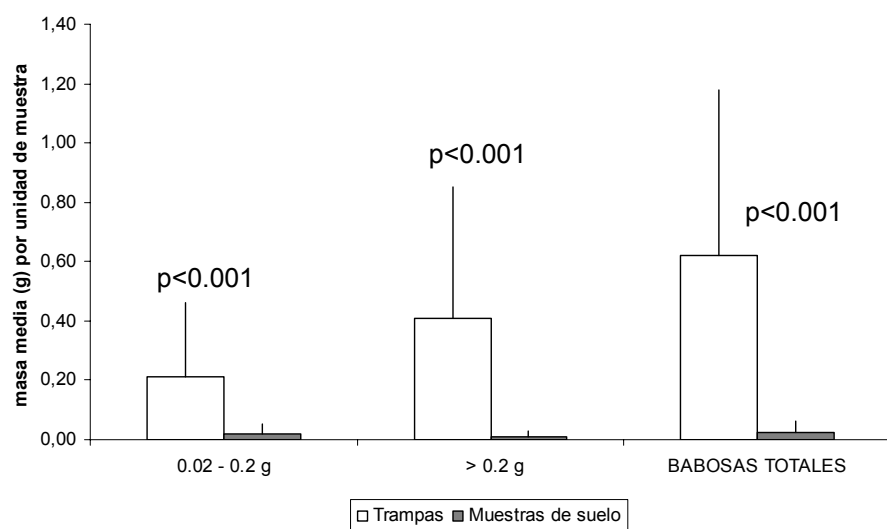


FIGURA 4.61: Medias y desviaciones típicas de la masa (g) de *D. panormitanum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Santa Comba. El valor p está basado en análisis realizados sobre los datos transformados logarítmicamente.

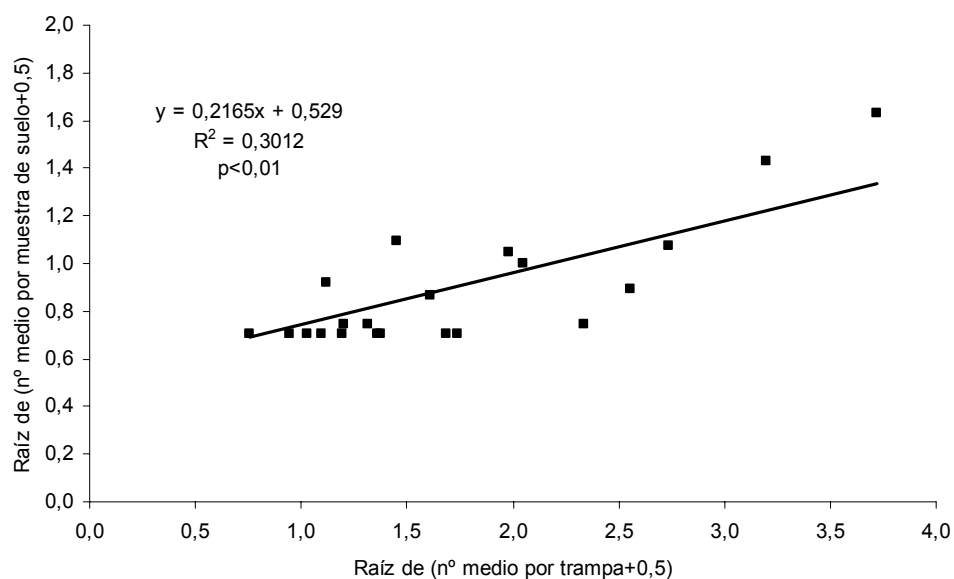


FIGURA 4.62: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal del nº de *D. panormitanum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Santa Comba (datos transformados en forma de raíz cuadrada).

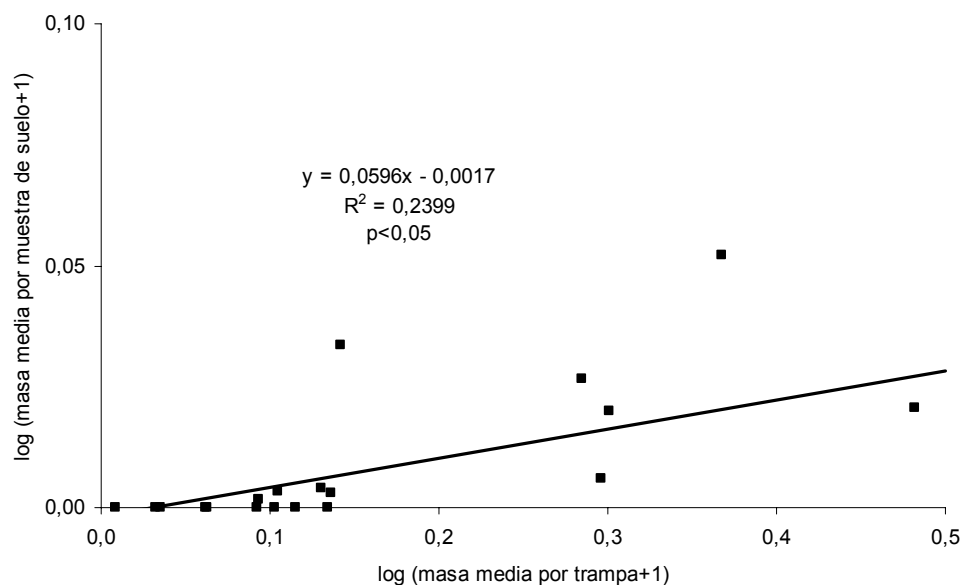


FIGURA 4.63: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal de la masa de *D. panormitanum* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Santa Comba (datos transformados logarítmicamente).

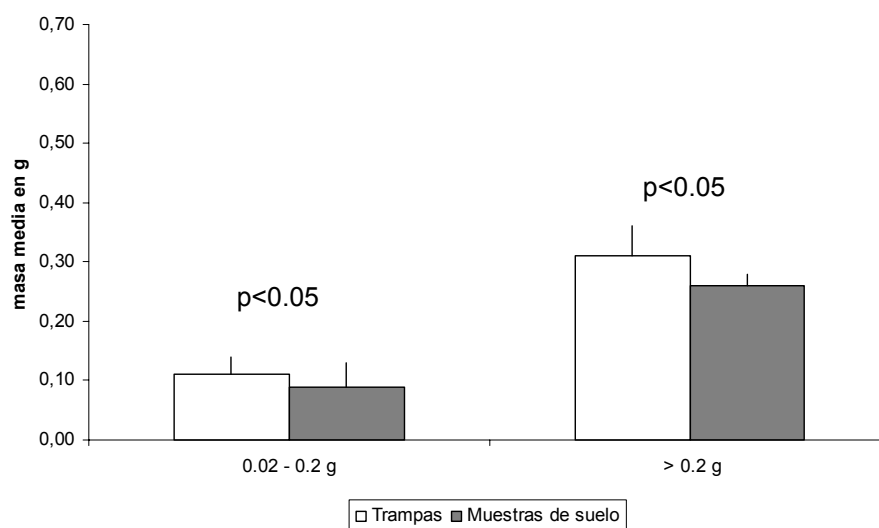


FIGURA 4.64: Media y desviación típica del tamaño (masa en g) de los individuos de la especie *D. panormitanum* capturados en trampas y en suelos en la localidad de Santa Comba. El valor p es unilateral y está basado en análisis realizados sobre los datos transformados logarítmicamente.

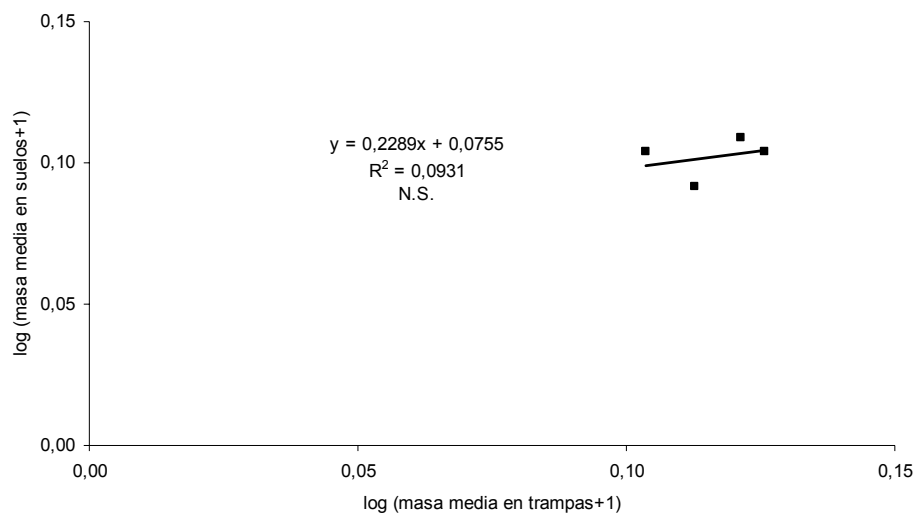


FIGURA 4.65: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal del tamaño medio (masa en g) de los *D. panormitanum* de tamaño >0.2 g capturados en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Santa Comba (datos transformados logarítmicamente). N.S. = no significativo.

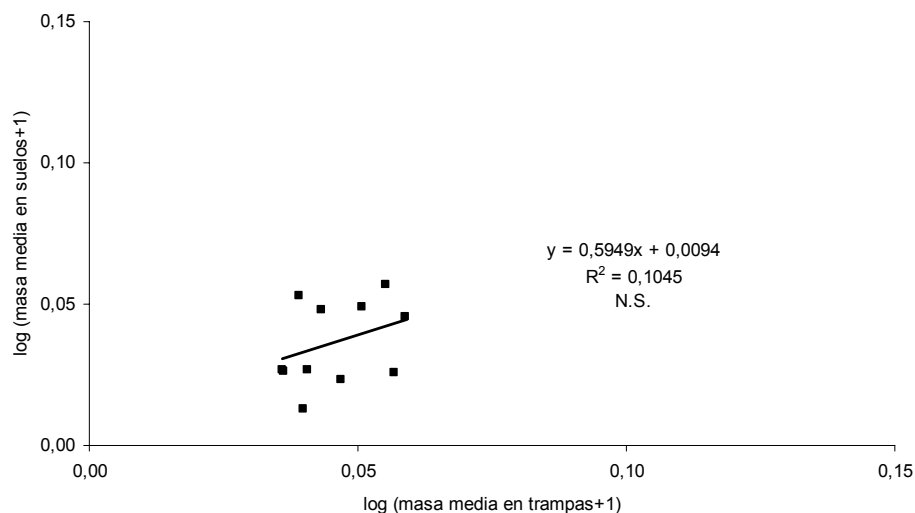


FIGURA 4.66: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal del tamaño medio (masa en g) de los *D. panormitanum* de tamaño $0.02-0.2$ g capturados en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Santa Comba (datos transformados logarítmicamente). N.S. = no significativo.



Arion intermedius

La aplicación de modelos lineales generalizados sobre el número y la masa de las capturas de *A. intermedius* puso de manifiesto la existencia de un efecto significativo de la localidad sobre el nº de capturas ($F= 5.164$, $gl= 3$, 96 , $p<0.01$) y sobre la masa capturada ($F= 4.560$, $gl= 3$, 96 , $p<0.01$). El año de muestreo no tuvo un efecto significativo ni sobre el nº de capturas ($F= 0.055$, $gl= 1$, 96 , $p>0.05$), ni sobre la masa de las capturas ($F= 0.177$, $gl= 1$, 96 , $p>0.05$). Sin embargo, existió una interacción significativa entre la localidad y el año de muestreo con respecto al nº de capturas ($F= 2.998$, $gl= 3$, 96 , $p<0.05$) y con respecto a la masa de las capturas ($F= 3.606$, $gl= 3$, 96 , $p<0.05$), por lo que la comparación entre las capturas realizadas en trampas y en muestras de suelo se realizó para cada localidad por separado y, en cada localidad, para cada uno de los años de muestreo.

Las TABLAS 4.10 y 4.11 muestran los valores medios y desviaciones típicas de las capturas de *A. intermedius* por unidad de muestra en trampas y en suelos para las distintas localidades, para cada uno de los años de muestreo y por clases de talla, en términos de nº de capturas por unidad de muestra (TABLA 4.10) y en términos de masa capturada por unidad de muestra (TABLA 4.11). La TABLA 4.12 muestra los valores del tamaño medio (masa media en g), y sus desviaciones típicas, de los individuos de tamaño 0.02-0.2 g e individuos de tamaño >0.2 g de *A. intermedius* capturados en las trampas y en las muestras de suelo de cada localidad y para cada año de muestreo.



Localidad	Período de muestreo	Clase de talla	Capturas en trampas	Capturas en suelos
Monforte	Primer año	≤ 0.01 g	0.006 \pm 0.021	0.146 \pm 0.196
		0.02 - 0.2 g	0.065 \pm 0.055	0.112 \pm 0.113
		> 0.2 g	0.017 \pm 0.033	0.004 \pm 0.014
		Total	0.088 \pm 0.086	0.262 \pm 0.229
	Segundo año	≤ 0.01 g	0.013 \pm 0.034	0.158 \pm 0.262
		0.02 - 0.2 g	0.146 \pm 0.145	0.192 \pm 0.245
		> 0.2 g	0.071 \pm 0.133	0.035 \pm 0.085
		Total	0.231 \pm 0.271	0.385 \pm 0.387
	2 años	≤ 0.01 g	0.010 \pm 0.028	0.152 \pm 0.227
		0.02 - 0.2 g	0.106 \pm 0.116	0.152 \pm 0.192
		> 0.2 g	0.044 \pm 0.099	0.019 \pm 0.062
		Total	0.160 \pm 0.210	0.323 \pm 0.318
Abadín	Primer año	≤ 0.01 g	0.027 \pm 0.034	0.642 \pm 0.754
		0.02 - 0.2 g	0.192 \pm 0.115	0.388 \pm 0.403
		> 0.2 g	0.063 \pm 0.079	0.015 \pm 0.024
		Total	0.283 \pm 0.159	1.046 \pm 0.920
	Segundo año	≤ 0.01 g	0.044 \pm 0.095	0.342 \pm 0.458
		0.02 - 0.2 g	0.350 \pm 0.264	0.354 \pm 0.449
		> 0.2 g	0.063 \pm 0.089	0.008 \pm 0.019
		Total	0.458 \pm 0.229	0.704 \pm 0.728
	2 años	≤ 0.01 g	0.036 \pm 0.071	0.492 \pm 0.631
		0.02 - 0.2 g	0.271 \pm 0.215	0.371 \pm 0.419
		> 0.2 g	0.063 \pm 0.083	0.012 \pm 0.021
		Total	0.370 \pm 0.213	0.875 \pm 0.831
Cambados	Primer año	≤ 0.01 g	0.017 \pm 0.032	0.431 \pm 0.568
		0.02 - 0.2 g	0.135 \pm 0.192	0.208 \pm 0.246
		> 0.2 g	0.023 \pm 0.031	0.008 \pm 0.019
		Total	0.175 \pm 0.241	0.646 \pm 0.673
	Segundo año	≤ 0.01 g	0.067 \pm 0.149	0.381 \pm 0.597
		0.02 - 0.2 g	0.152 \pm 0.240	0.212 \pm 0.361
		> 0.2 g	0.025 \pm 0.041	0.042 \pm 0.086
		Total	0.244 \pm 0.375	0.635 \pm 0.858
	2 años	≤ 0.01 g	0.042 \pm 0.109	0.406 \pm 0.572
		0.02 - 0.2 g	0.143 \pm 0.213	0.210 \pm 0.303
		> 0.2 g	0.024 \pm 0.036	0.025 \pm 0.064
		Total	0.210 \pm 0.311	0.640 \pm 0.756
Santa Comba	Primer año	≤ 0.01 g	0.019 \pm 0.027	0.612 \pm 0.910
		0.02 - 0.2 g	0.321 \pm 0.414	0.250 \pm 0.458
		> 0.2 g	0.148 \pm 0.194	0.008 \pm 0.019
		Total	0.488 \pm 0.401	0.869 \pm 1.141
	Segundo año	≤ 0.01 g	0.075 \pm 0.109	1.246 \pm 0.977
		0.02 - 0.2 g	0.523 \pm 0.963	0.438 \pm 0.914
		> 0.2 g	0.138 \pm 0.246	0.031 \pm 0.060
		Total	0.737 \pm 0.973	1.715 \pm 2.401
	2 años	≤ 0.01 g	0.047 \pm 0.083	0.929 \pm 1.545
		0.02 - 0.2 g	0.422 \pm 0.734	0.344 \pm 0.715
		> 0.2 g	0.143 \pm 0.217	0.019 \pm 0.045
		Total	0.613 \pm 0.740	1.292 \pm 1.891

TABLA 4.10: Número de capturas por unidad de muestra (media \pm desviación típica), en trampas y en suelos, de la especie *A. intermedius*.



Localidad	Período de muestreo	Clase de talla	Capturas en trampas	Capturas en suelos
Monforte	Primer año	0.02 - 0.2 g	0.007±0.007	0.010±0.010
		> 0.2 g	0.004±0.008	0.001±0.004
		Total	0.011±0.015	0.011±0.011
	Segundo año	0.02 - 0.2 g	0.015±0.018	0.014±0.015
		> 0.2 g	0.022±0.042	0.009±0.021
		Total	0.037±0.059	0.023±0.025
	2 años	0.02 - 0.2 g	0.011±0.014	0.012±0.013
		> 0.2 g	0.013±0.031	0.005±0.015
		Total	0.024±0.044	0.017±0.020
Abadín	Primer año	0.02 - 0.2 g	0.018±0.012	0.030±0.020
		> 0.2 g	0.017±0.021	0.004±0.006
		Total	0.035±0.030	0.034±0.020
	Segundo año	0.02 - 0.2 g	0.025±0.018	0.020±0.020
		> 0.2 g	0.019±0.027	0.002±0.006
		Total	0.044±0.033	0.022±0.020
	2 años	0.02 - 0.2 g	0.021±0.015	0.025±0.020
		> 0.2 g	0.018±0.024	0.003±0.006
		Total	0.039±0.031	0.028±0.021
Cambados	Primer año	0.02 - 0.2 g	0.010±0.011	0.014±0.011
		> 0.2 g	0.007±0.011	0.002±0.005
		Total	0.017±0.020	0.016±0.011
	Segundo año	0.02 - 0.2 g	0.010±0.012	0.012±0.017
		> 0.2 g	0.007±0.011	0.012±0.025
		Total	0.017±0.016	0.024±0.027
	2 años	0.02 - 0.2 g	0.010±0.011	0.013±0.015
		> 0.2 g	0.007±0.001	0.007±0.018
		Total	0.017±0.018	0.020±0.021
Santa Comba	Primer año	0.02 - 0.2 g	0.019±0.017	0.018±0.025
		> 0.2 g	0.041±0.057	0.002±0.006
		Total	0.060±0.056	0.020±0.026
	Segundo año	0.02 - 0.2 g	0.036±0.058	0.070±0.078
		> 0.2 g	0.042±0.076	0.009±0.018
		Total	0.078±0.097	0.080±0.077
	2 años	0.02 - 0.2 g	0.027±0.043	0.044±0.128
		> 0.2 g	0.042±0.066	0.006±0.013
		Total	0.069±0.078	0.050±0.128

TABLA 4.11: Masa capturada (g) por unidad de muestra (media ± desviación típica), en trampas y en suelos, de la especie *A. intermedius*.



Localidad	Período de muestreo	Clase de talla	Capturas en trampas	Capturas en suelos
Monforte	Primer año	0.02 - 0.2 g	0.096±0.050	0.083±0.042
		> 0.2 g	0.231±0.019	0.280 *
	Segundo año	0.02 - 0.2 g	0.096±0.044	0.075±0.032
		> 0.2 g	0.340±0.130	0.254±0.035
	2 años	0.02 - 0.2 g	0.096±0.045	0.079±0.037
		> 0.2 g	0.303±0.117	0.261±0.032
Abadín	Primer año	0.02 - 0.2 g	0.094±0.040	0.070±0.044
		> 0.2 g	0.272±0.036	0.268±0.036
	Segundo año	0.02 - 0.2 g	0.078±0.072	0.080±0.058
		> 0.2 g	0.315±0.084	0.290±0.071
	2 años	0.02 - 0.2 g	0.086±0.041	0.075±0.050
		> 0.2 g	0.293±0.066	0.275±0.044
Cambados	Primer año	0.02 - 0.2 g	0.090±0.050	0.062±0.042
		> 0.2 g	0.286±0.054	0.210 *
	Segundo año	0.02 - 0.2 g	0.103±0.070	0.049±0.032
		> 0.2 g	0.283±0.067	0.294±0.034
	2 años	0.02 - 0.2 g	0.097±0.059	0.056±0.038
		> 0.2 g	0.284±0.057	0.277±0.048
Santa Comba	Primer año	0.02 - 0.2 g	0.092±0.046	0.053±0.024
		> 0.2 g	0.267±0.027	0.305 *
	Segundo año	0.02 - 0.2 g	0.083±0.060	0.085±0.073
		> 0.2 g	0.305±0.035	0.316±0.046
	2 años	0.02 - 0.2 g	0.088±0.052	0.068±0.054
		> 0.2 g	0.283±0.035	0.313±0.055

TABLA 4.12: Media y desviación típica de la masa (g) de los individuos de la especie *A. intermedius* capturados en trampas y en suelos (* = un único individuo).



Localidad de Monforte

Las cantidades medias de *A. intermedius* que se capturaron por unidad de muestra (FIGURA 4.67) en los suelos fueron siempre superiores a las capturadas en las trampas, aunque las diferencias sólo fueron significativas durante el primer año de muestreos (año 1: $t = 4.284$, $gl = 12$, $p < 0.01$; año 2: $t = 1.765$, $gl = 12$, $p > 0.05$). Al realizar las comparaciones por clases de talla, trampas y suelos resultaron significativamente diferentes con respecto al n° de capturas de individuos de tamaño ≤ 0.01 g por unidad de muestra (año 1: $t = 2.597$, $gl = 12$, $p < 0.05$; año 2: $t = 2.495$, $gl = 12$, $p < 0.05$), registrándose siempre mayor n° de individuos de tamaño ≤ 0.01 g en los suelos; no existieron diferencias significativas entre trampas y suelos con respecto al n° de capturas de individuos de tamaño 0.02-0.2 g (año 1: $t = 1.848$, $gl = 12$, $p > 0.05$; año 2: $t = 0.622$, $gl = 12$, $p > 0.05$) ni de individuos de tamaño > 0.2 g (año 1: $t = 1.400$, $gl = 12$, $p > 0.05$; año 2: $t = 0.844$, $gl = 12$, $p > 0.05$), aunque los individuos de tamaño 0.02-0.2 g aparecieron en mayor cantidad en los suelos, mientras que los individuos de tamaño > 0.2 g aparecieron en mayor cantidad en las trampas. Con respecto a la masa media de *A. intermedius* por unidad de muestra, trampas y suelos no resultaron significativamente diferentes en la localidad de Monforte (FIGURA 4.68), ni para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g (año 1: $t = 1.235$, $gl = 12$, $p > 0.05$; año 2: $t = 0.066$, $gl = 12$, $p > 0.05$), ni para los individuos de tamaño > 0.2 g (año 1: $t = 1.256$, $gl = 12$, $p > 0.05$; año 2: $t = 1.046$, $gl = 12$, $p > 0.05$), ni para el conjunto (año 1: $t = 0.119$, $gl = 12$, $p > 0.05$; año 2: $t = 0.766$, $gl = 12$, $p > 0.05$).

Las capturas de *A. intermedius* registradas en Monforte mostraron una correlación significativa entre trampas y suelos en términos de n° medio por unidad de muestra (FIGURA 4.69; año 1: $r = 0.906$, $N = 13$, $p < 0.001$; año 2: $r = 0.601$, $N = 13$, $p < 0.05$), pero no fue significativa en términos de masa media por unidad de muestra (FIGURA 4.70; año 1: $r = 0.172$, $N = 13$, $p > 0.05$; año 2: $r = 0.081$, $N = 13$, $p > 0.05$).

En lo referente al tamaño de los individuos (FIGURA 4.71), los individuos de tamaño 0.02-0.2 g capturados en trampas y en suelos fueron de tamaño similar (año 1: $t = 0.298$, $gl = 8$, $p > 0.05$; año 2: $t = 1.648$, $gl = 7$, $p > 0.05$); los individuos de tamaño > 0.2 g capturados en trampas durante el segundo año de muestreo fueron mayores que los capturados en suelos (año 2: $t = 4.251$, $gl = 2$, $p < 0.05$); la comparación del tamaño de los individuos de tamaño > 0.2 g capturados durante el primer año de muestreos no se pudo realizar debido a que en muestras de suelo se capturó sólo un individuo adulto. Los tamaños medios de los individuos capturados en trampas y en



suelos no mostraron correlaciones significativas, ni en el caso de los individuos de tamaño >0.2 g (FIGURA 4.72; año 2: $r = 0.887$, $N = 3$, $p > 0.05$), ni en el de los individuos de tamaño $0.02-0.2$ g (FIGURA 4.73; año1: $r = 0.529$, $N = 9$, $p > 0.05$; año 2: $r = 0.229$, $N = 8$, $p > 0.05$).

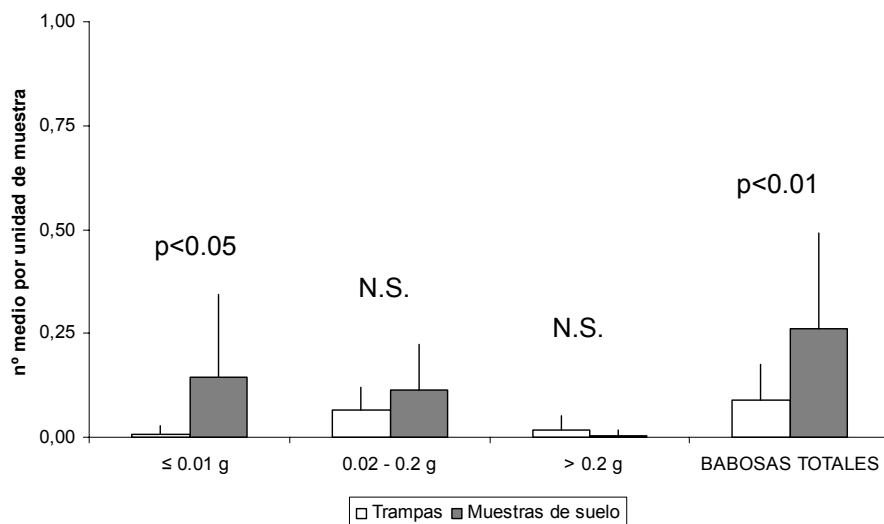
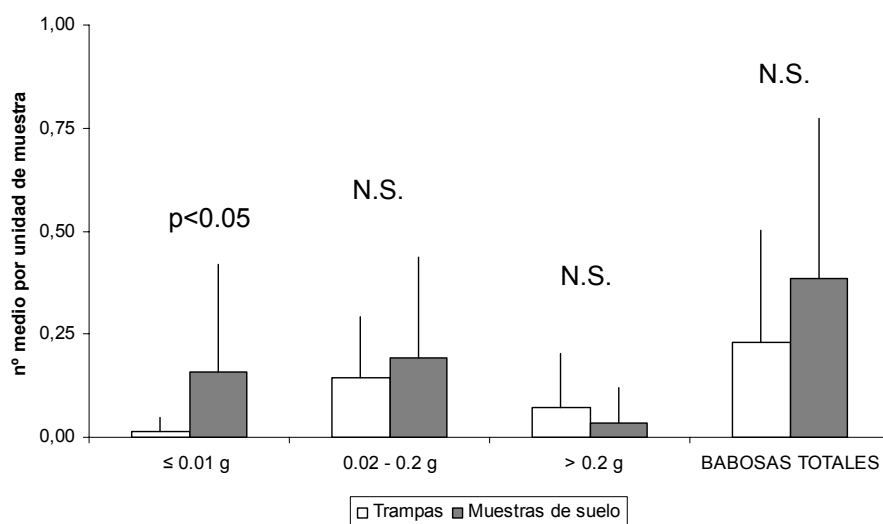
A**B**

FIGURA 4.67: Medias y desviaciones típicas del nº de *A. intermedius* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Monforte, durante el primero (A) y el segundo (B) año de muestreos. El valor p está basado en análisis realizados sobre los datos transformados en forma de raíz cuadrada. N.S. = no significativo.

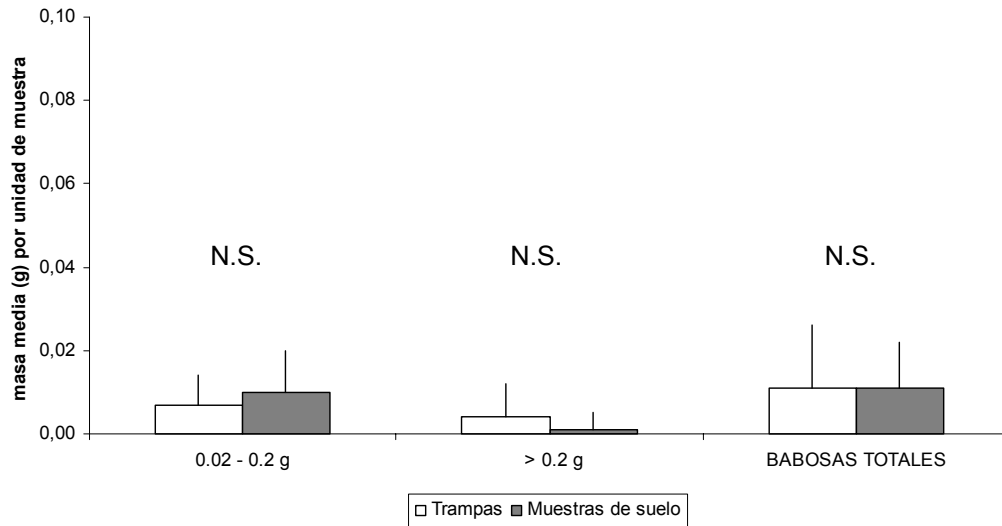
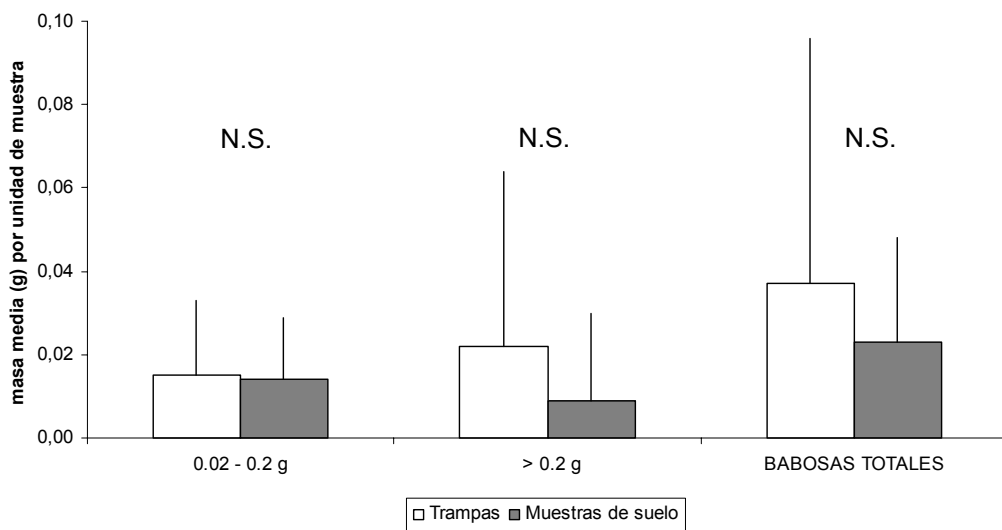
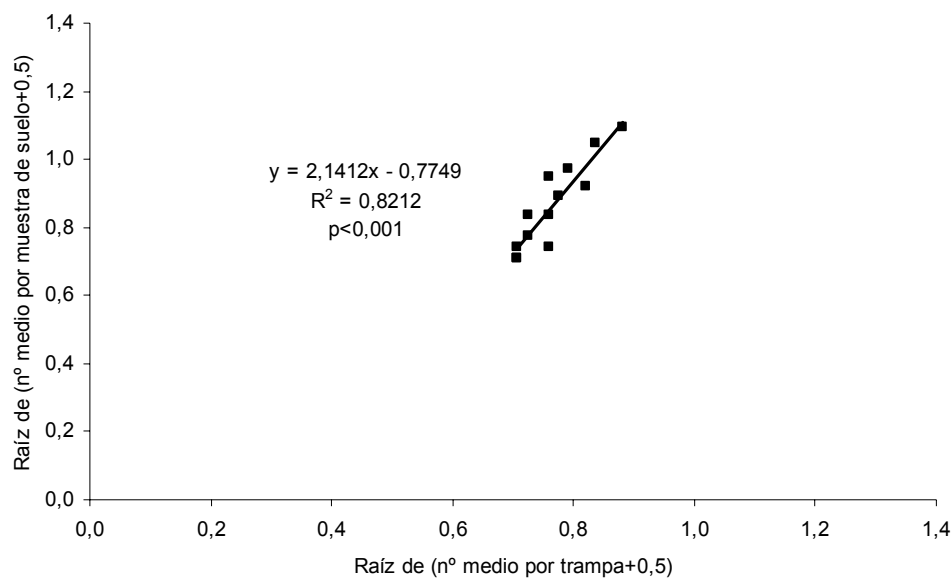
**A****B**

FIGURA 4.68: Medias y desviaciones típicas de la masa (g) de *A. intermedius* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Monforte, durante el primero (A) y el segundo (B) año de muestreos. El valor p está basado en análisis realizados sobre los datos transformados logarítmicamente. N.S. = no significativo.



A



B

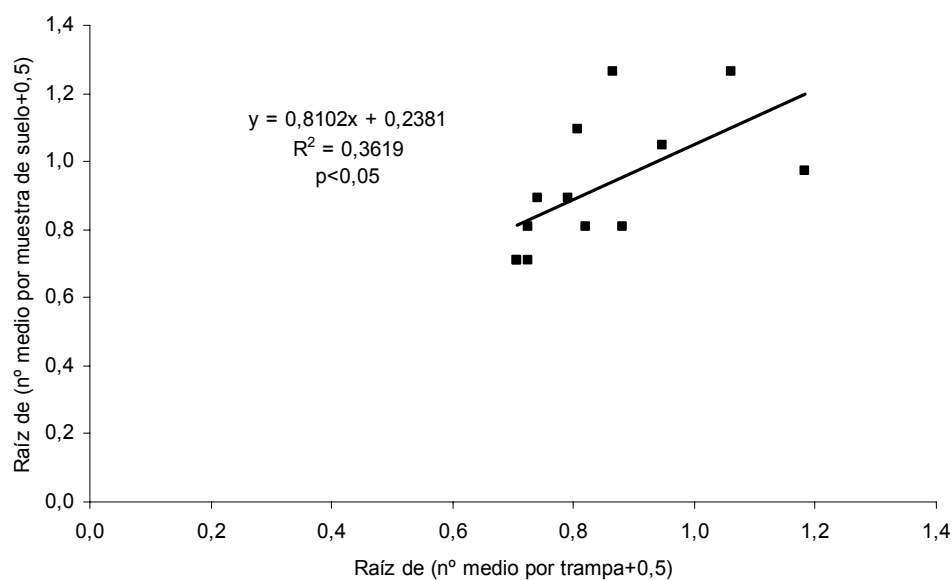
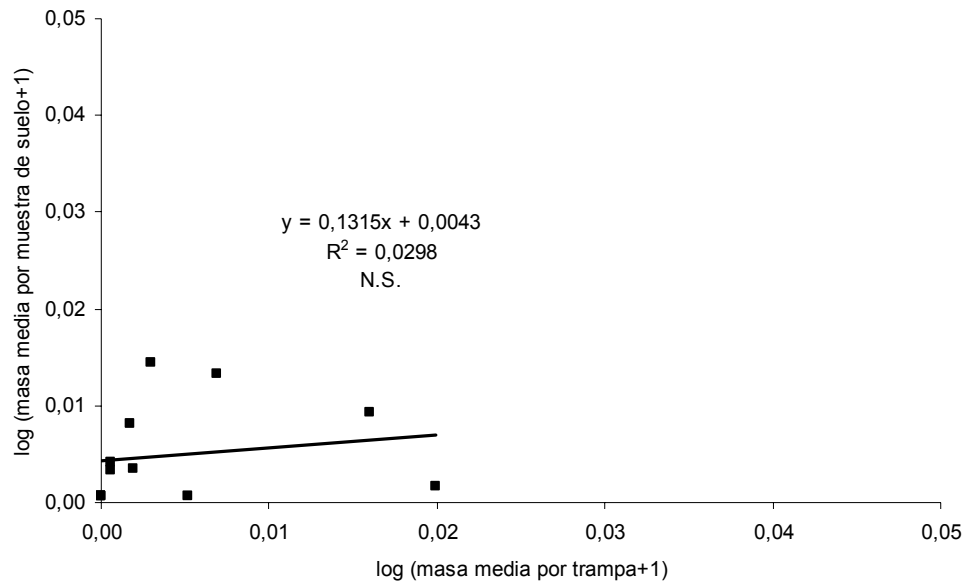


FIGURA 4.69: Diagramas de dispersión y rectas de regresión lineal del nº de *A. intermedius* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Monforte, durante el primero (A) y el segundo (B) año de muestreos (datos transformados en forma de raíz cuadrada).

A



B

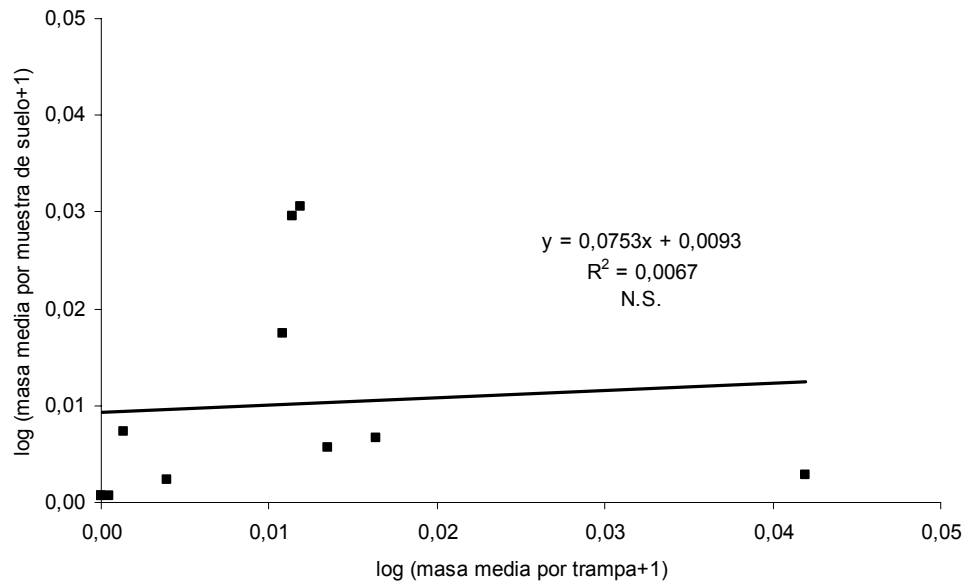
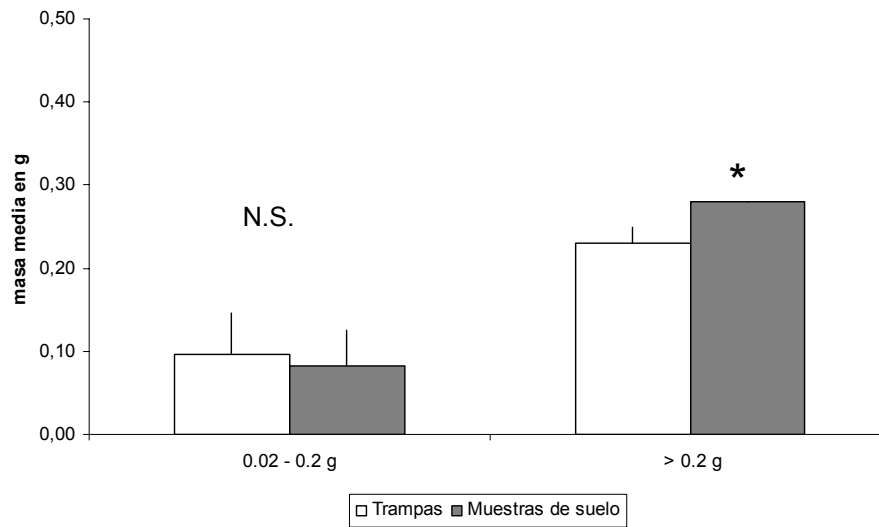


FIGURA 4.70: Diagramas de dispersión y rectas de regresión lineal de la masa de *A. intermedius* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Monforte, durante el primero (A) y el segundo (B) año de muestreos (datos transformados logarítmicamente). N.S. = no significativo.



A



B

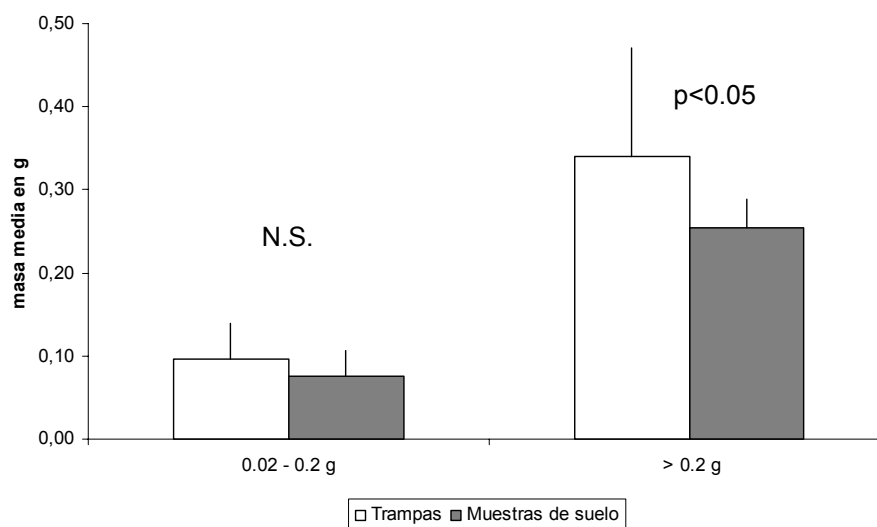


FIGURA 4.71: Medias y desviaciones típicas del tamaño (masa en g) de los individuos de la especie *A. intermedius* capturados en trampas y en suelos en la localidad de Monforte, durante el primero (A) y el segundo (B) año de muestreos. El valor p es unilateral y está basado en análisis realizados sobre los datos transformados logarítmicamente. N.S. = no significativo. * = un único individuo.

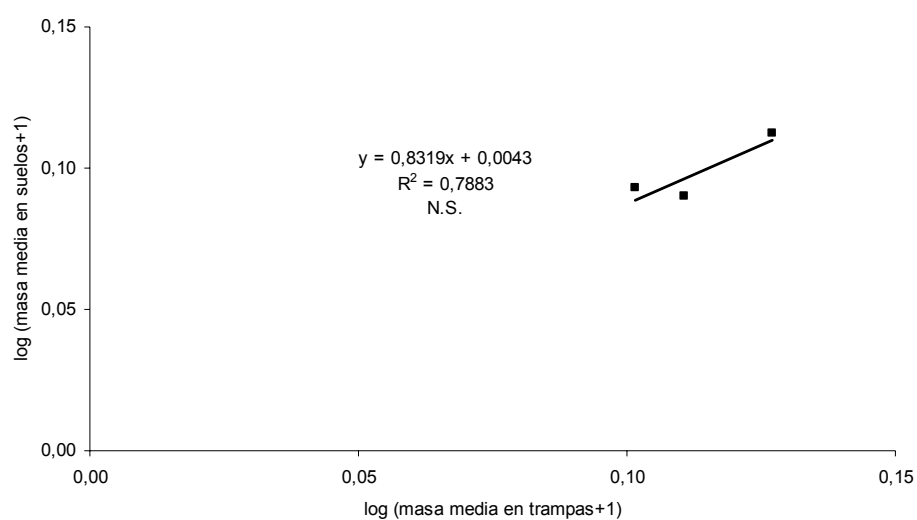
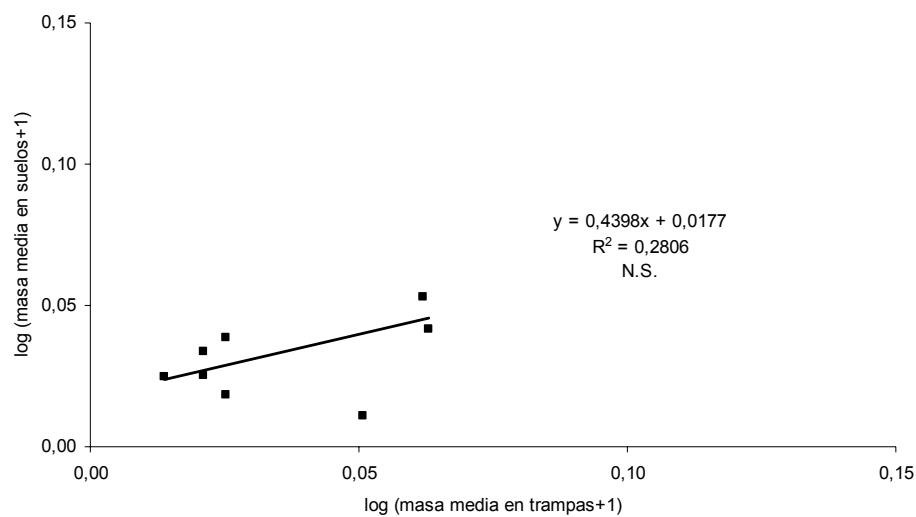


FIGURA 4.72: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal del tamaño medio (masa en g) de los *A. intermedius* de tamaño >0.2 g capturados en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Monforte, durante el segundo año de muestreos (datos transformados logarítmicamente). N.S. = no significativo.



A



B

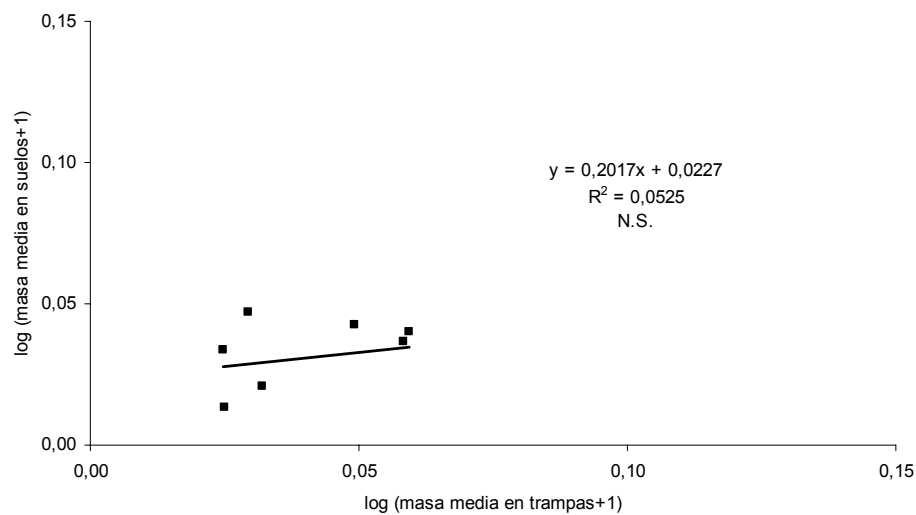


FIGURA 4.73: Diagramas de dispersión y rectas de regresión lineal del tamaño medio (masa en g) de los *A. intermedius* de tamaño 0.02-0.2 g capturados en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Monforte, durante el primero (A) y el segundo (B) año de muestreos (datos transformados logarítmicamente). N.S. = no significativo.



Localidad de Abadín

El nº medio de *A. intermedius* por unidad de muestra (FIGURA 4.74) fue mayor en los suelos que en las trampas, aunque las diferencias sólo resultaron significativas durante el primer año de muestreo (año 1: $t = 3.597$, $gl = 12$, $p < 0.01$; año 2: $t = 0.904$, $gl = 12$, $p > 0.05$). Por clases de talla, trampas y suelos resultaron significativamente diferentes con respecto al nº de capturas de individuos de tamaño ≤ 0.01 g por unidad de muestra (año 1: $t = 3.247$, $gl = 12$, $p < 0.01$; año 2: $t = 2.942$, $gl = 12$, $p < 0.05$), registrándose mayor nº de individuos de tamaño ≤ 0.01 g en los suelos, y también con respecto al nº de capturas de individuos de tamaño > 0.2 g por unidad de muestra (año 1: $t = 2.913$, $gl = 12$, $p < 0.05$; año 2: $t = 2.743$, $gl = 12$, $p < 0.05$), con mayor nº de capturas de individuos de tamaño > 0.2 g en las trampas; no existieron diferencias significativas entre trampas y suelos con respecto al nº de capturas de individuos de tamaño 0.02-0.2 g (año 1: $t = 1.702$, $gl = 12$, $p > 0.05$; año 2: $t = 0.231$, $gl = 12$, $p > 0.05$) aunque éstos aparecieron en mayor cantidad en los suelos. Con respecto a la masa media de *A. intermedius* por unidad de muestra (FIGURA 4.75), trampas y suelos fueron similares con respecto a las capturas de individuos de tamaño 0.02-0.2 g (año 1: $t = 1.842$, $gl = 12$, $p > 0.05$; año 2: $t = 0.701$, $gl = 12$, $p > 0.05$) e individuos totales (año 1: $t = 0.074$, $gl = 12$, $p > 0.05$; año 2: $t = 2.161$, $gl = 12$, $p > 0.05$), pero existieron diferencias significativas con respecto a la masa de individuos de tamaño > 0.2 g por unidad de muestra (año 1: $t = 2.895$, $gl = 12$, $p < 0.05$; año 2: $t = 2.639$, $gl = 12$, $p < 0.05$), que fue mayor en las trampas.

En esta localidad, las capturas de *A. intermedius* registradas en trampas y en suelos no estuvieron correlacionadas, ni en términos de nº medio por unidad de muestra (FIGURA 4.76; año 1: $r = 0.464$, $N = 13$, $p > 0.05$; año 2: $r = 0.281$, $N = 13$, $p > 0.05$), ni en términos de masa media por unidad de muestra (FIGURA 4.77; año 1: $r = 0.186$, $N = 13$, $p > 0.05$; año 2: $r = 0.150$, $N = 13$, $p > 0.05$).

Con respecto al tamaño de los individuos (FIGURA 4.78), los individuos de tamaño > 0.2 g capturados en trampas y en suelos fueron de tamaño similar (año 1: $t = 0.278$, $gl = 3$, $p > 0.05$; año 2: $t = 0.142$, $gl = 1$, $p > 0.05$); los individuos de tamaño 0.02-0.2 g capturados en trampas durante el primer año de muestreo fueron de mayor tamaño que los capturados en suelos, pero durante el segundo año fueron similares (año 1: $t = 1.953$, $gl = 11$, $p < 0.05$; año 2: $t = 0.610$, $gl = 10$, $p > 0.05$). Los tamaños medios de los individuos de tamaño 0.02-0.2 g capturados en trampas y en suelos (FIGURA 4.79) mostraron correlaciones significativas (año 1: $r = 0.615$, $N = 12$, $p < 0.05$; año 2: $r = 0.861$,



N= 11, $p<0.001$); en el caso de los individuos de tamaño >0.2 g (FIGURA 4.79) no existió correlación durante el primer año de muestreos (año 1: $r= 0.451$, N= 4, $p>0.05$), mientras que para el segundo año el reducido nº de datos disponibles no permitió establecer la correlación.

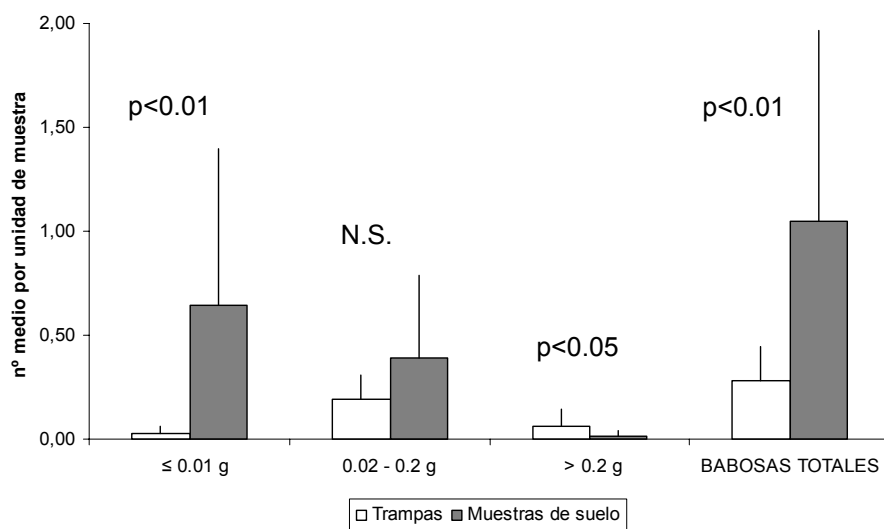
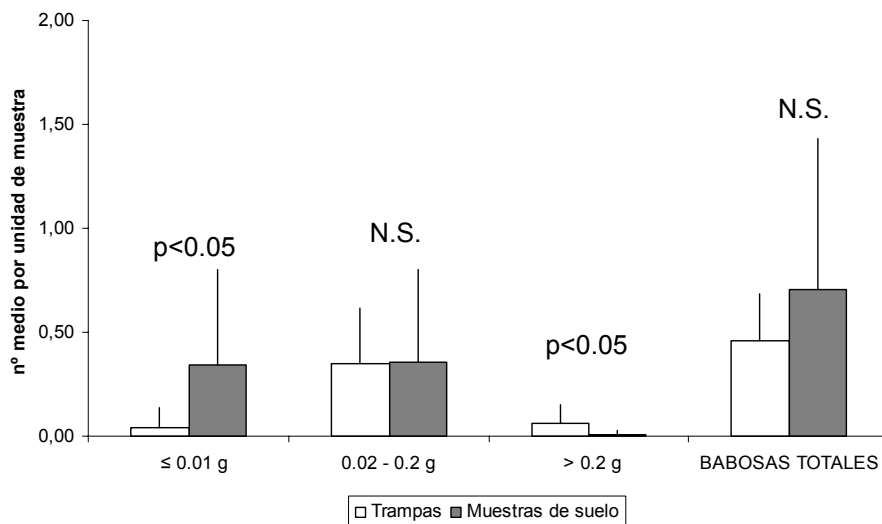
A**B**

FIGURA 4.74: Medias y desviaciones típicas del nº de *A. intermedius* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Abadín, durante el primero (A) y el segundo (B) año de muestreos. El valor p está basado en análisis realizados sobre los datos transformados en forma de raíz cuadrada. N.S. = no significativo.

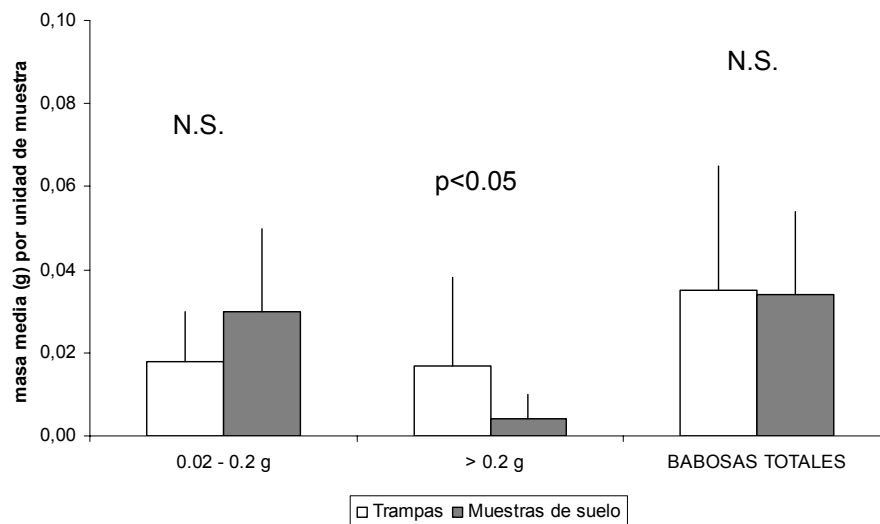
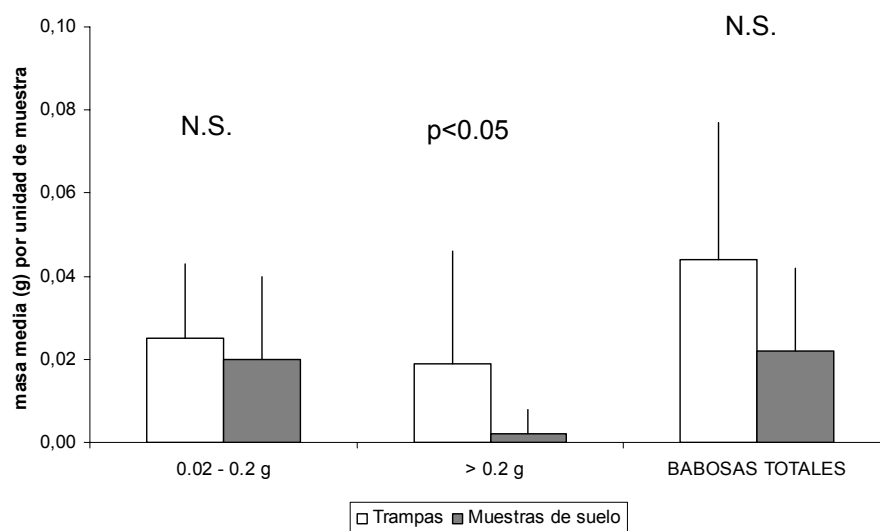
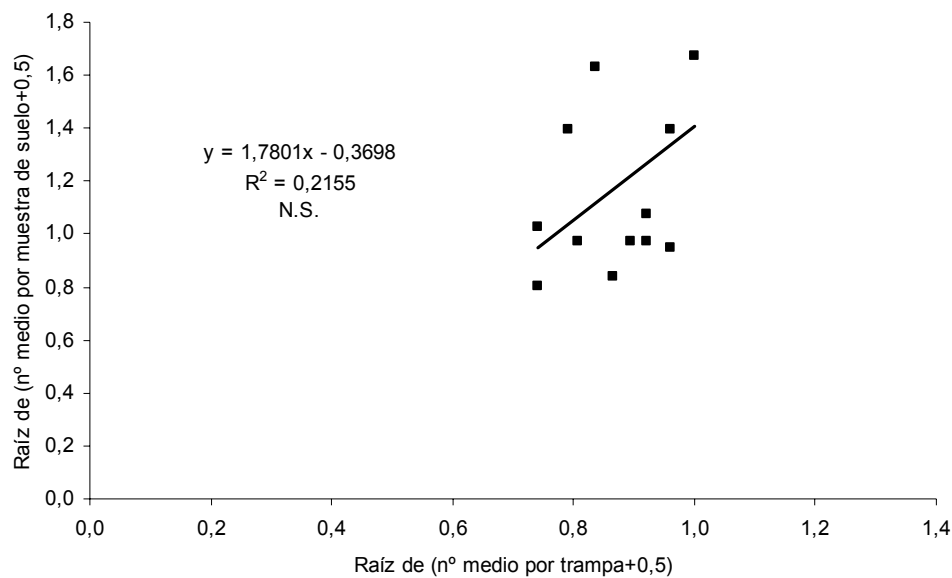
**A****B**

FIGURA 4.75: Medias y desviaciones típicas de la masa (g) de *A. intermedius* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Abadín, durante el primero (A) y el segundo (B) año de muestreos. El valor p está basado en análisis realizados sobre los datos transformados logarítmicamente. N.S. = no significativo.



A



B

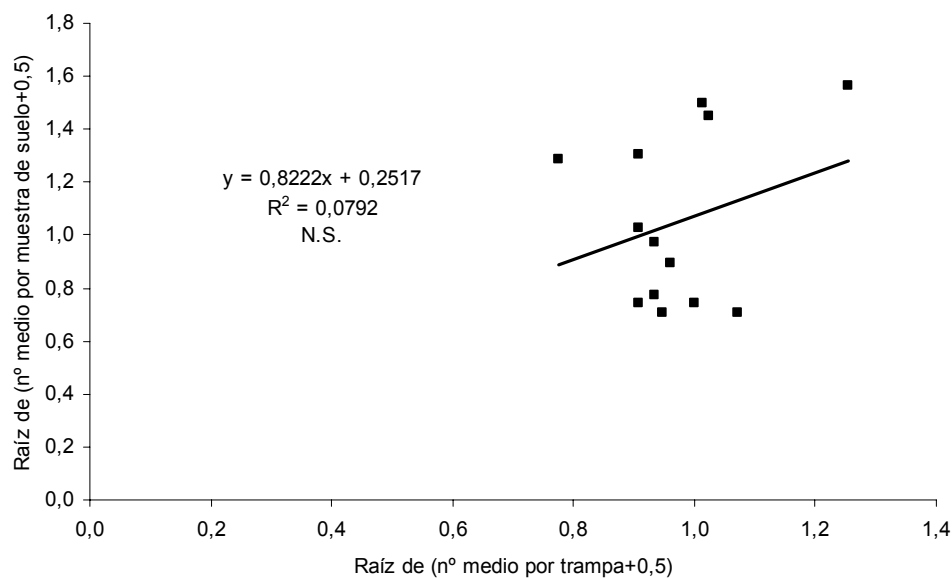


FIGURA 4.76: Diagramas de dispersión y rectas de regresión lineal del nº de *A. intermedius* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Abadín, durante el primero (A) y el segundo (B) año de muestreos (datos transformados en forma de raíz cuadrada). N.S. = no significativo.

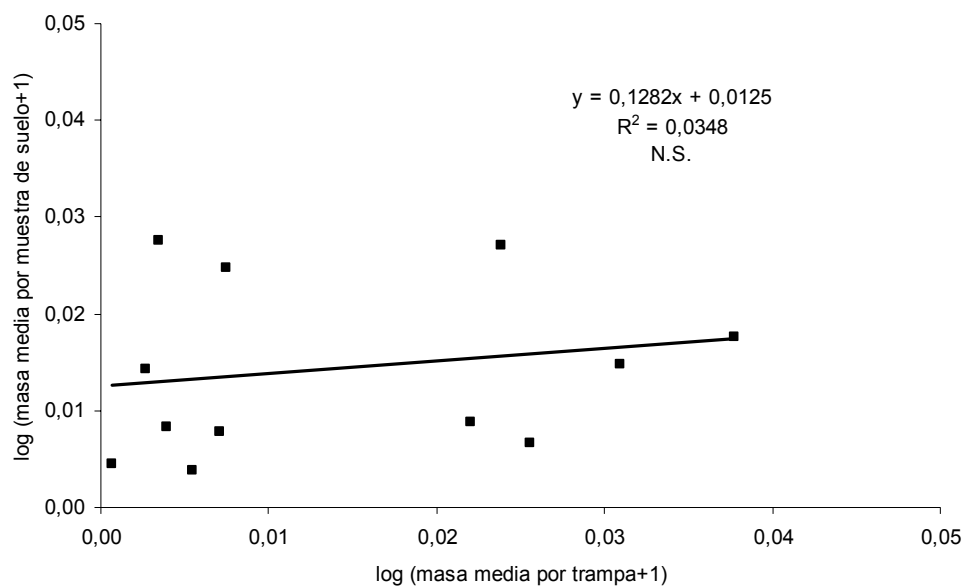
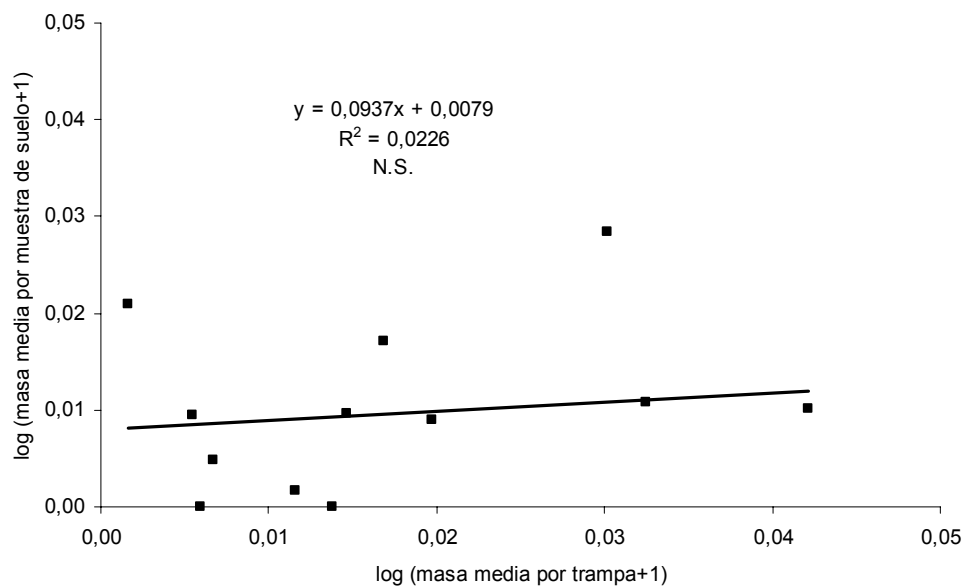
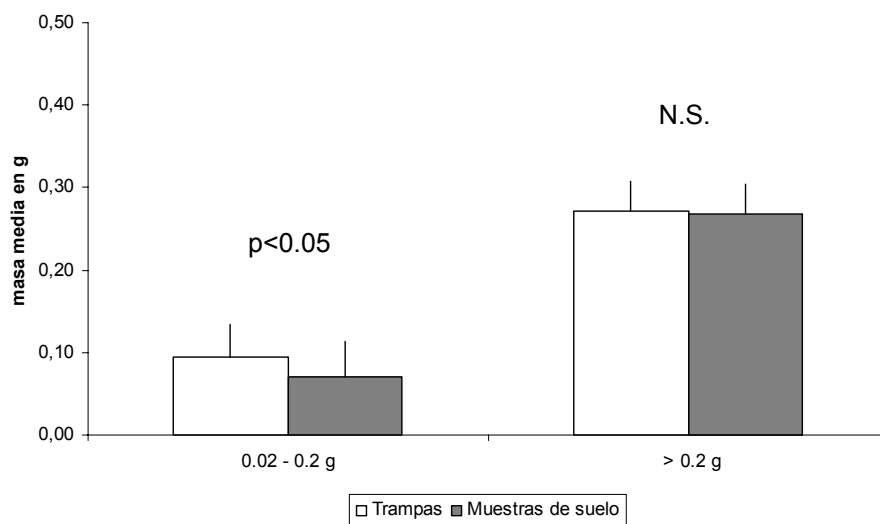
**A****B**

FIGURA 4.77: Diagramas de dispersión y rectas de regresión lineal de la masa de *A. intermedius* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Abadín, durante el primero (A) y el segundo (B) año de muestreos (datos transformados logarítmicamente). N.S. = no significativo.



A



B

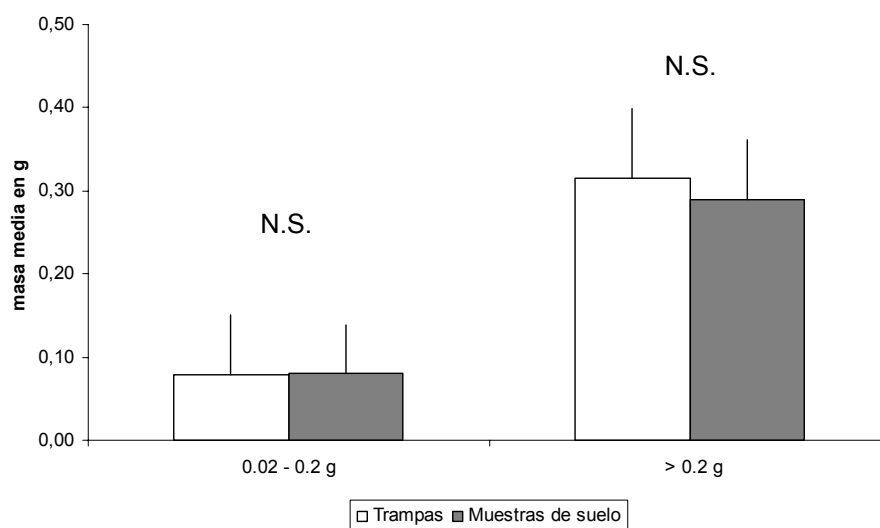


FIGURA 4.78: Medias y desviaciones típicas del tamaño (masa en g) de los individuos de la especie *A. intermedius* capturados en trampas y en suelos en la localidad de Abadín, durante el primero (A) y el segundo (B) año de muestreos. El valor p es unilateral y está basado en análisis realizados sobre los datos transformados logarítmicamente. N.S. = no significativo.

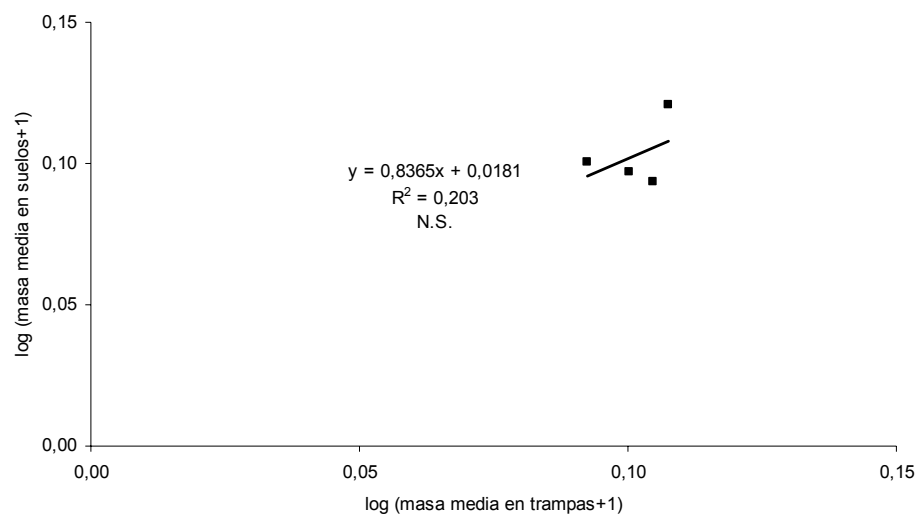
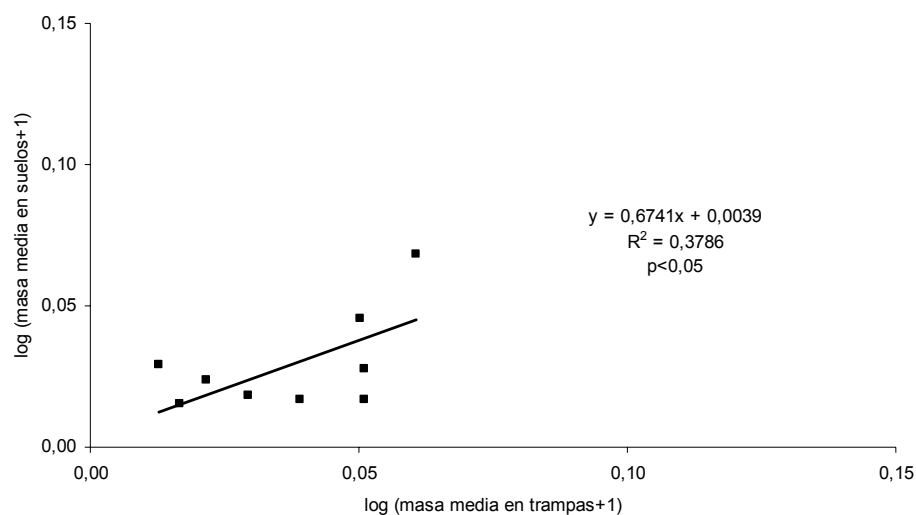


FIGURA 4.79: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal del tamaño medio (masa en g) de los *A. intermedius* de tamaño >0.2 g capturados en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Abadín, durante el primer año de muestreos (datos transformados logarítmicamente). N.S. = no significativo.



A



B

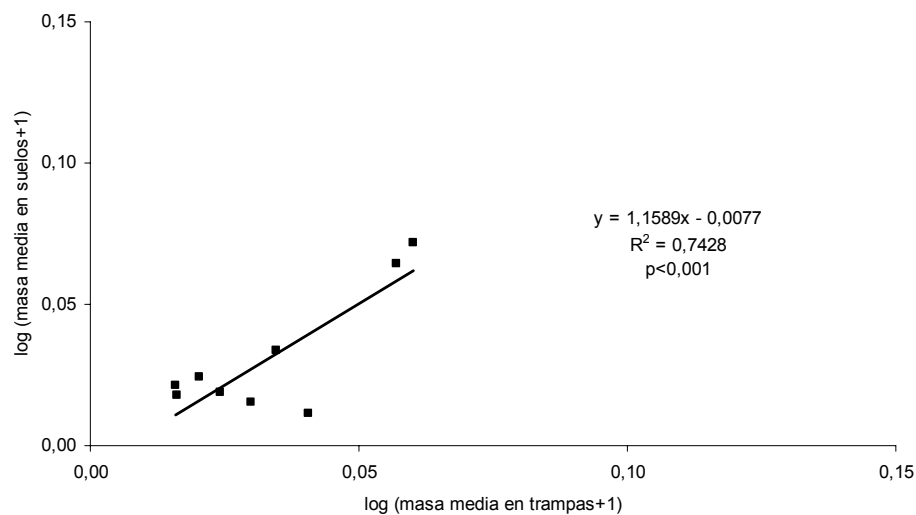


FIGURA 4.80: Diagramas de dispersión y rectas de regresión lineal del tamaño medio (masa en g) de los *A. intermedius* de tamaño 0.02-0.2 g capturados en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Abadín, durante el primero (A) y el segundo (B) año de muestreos (datos transformados logarítmicamente).



Localidad de Cambados

El nº medio de capturas de *A. intermedius* por unidad de muestra (FIGURA 4.81) fue mayor en los suelos que en las trampas, aunque las diferencias sólo resultaron significativas durante el primer año de muestreos (año 1: $t = 2.833$, $gl = 12$, $p < 0.05$; año 2: $t = 1.714$, $gl = 12$, $p > 0.05$). Por clases de talla, trampas y suelos fueron diferentes con respecto al nº de capturas de individuos de tamaño ≤ 0.01 g por unidad de muestra sólo en el primer año de muestreos (año 1: $t = 2.796$, $gl = 12$, $p < 0.05$; año 2: $t = 1.885$, $gl = 12$, $p > 0.05$), aunque en ambos años se registró mayor nº de individuos de tamaño ≤ 0.01 g en los suelos; trampas y suelos fueron similares con respecto al nº de capturas de individuos de tamaño 0.02-0.2 g (año 1: $t = 1.561$, $gl = 12$, $p > 0.05$; año 2: $t = 0.559$, $gl = 12$, $p > 0.05$), aunque éstos aparecieron en mayor cantidad en los suelos, y de individuos de tamaño > 0.2 g (año 1: $t = 1.540$, $gl = 12$, $p > 0.05$; año 2: $t = 1.159$, $gl = 12$, $p > 0.05$), los cuales aparecieron en mayor cantidad en las trampas en el primer año, y en los suelos en el segundo año. Con respecto a la masa media de *A. intermedius* por unidad de muestra, en la localidad de Cambados trampas y suelos fueron similares en todos los casos analizados (FIGURA 4.82), es decir, para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g (año 1: $t = 1.274$, $gl = 12$, $p > 0.05$; año 2: $t = 0.340$, $gl = 12$, $p > 0.05$), para los individuos de tamaño > 0.2 g (año 1: $t = 1.531$, $gl = 12$, $p > 0.05$; año 2: $t = 1.151$, $gl = 12$, $p > 0.05$), y para el conjunto (año 1: $t = 0.379$, $gl = 12$, $p > 0.05$; año 2: $t = 1.174$, $gl = 12$, $p > 0.05$).

Las capturas de *A. intermedius* registradas en las trampas y los suelos de Cambados no estuvieron correlacionadas en términos de nº medio por unidad de muestra (FIGURA 4.83; año 1: $r = 0.448$, $N = 13$, $p > 0.05$; año 2: $r = 0.303$, $N = 13$, $p > 0.05$), pero existieron correlaciones significativas en términos de masa media por unidad de muestra (FIGURA 4.84; año 1: $r = 0.678$, $N = 13$, $p < 0.05$; año 2: $r = 0.675$, $N = 13$, $p < 0.05$).

En lo referente al tamaño de los individuos (FIGURA 4.85), los individuos de tamaño 0.02-0.2 g capturados en las trampas fueron de mayor tamaño que los capturados en los suelos (año 1: $t = 2.212$, $gl = 8$, $p < 0.05$; año 2: $t = 2.010$, $gl = 5$, $p < 0.05$); los individuos de tamaño > 0.2 g capturados en trampas en el segundo año fueron de tamaño similar a los capturados en suelos (año 2: $t = 0.302$, $gl = 3$, $p > 0.05$); la comparación del tamaño de los individuos de tamaño > 0.2 g capturados en el primer año de muestreo no se pudo realizar debido a que en muestras de suelo se capturó un único adulto. Los tamaños medios de los individuos de tamaño > 0.2 g capturados en



trampas y en suelos no mostraron una correlación significativa (FIGURA 4.86; año 2: $r = 0.113$, $N = 4$, $p > 0.05$); en el caso de los individuos de tamaño 0.02-0.2 g (FIGURA 4.87), la correlación fue significativa en el primer año pero no en el segundo (año1: $r = 0.742$, $N = 9$, $p < 0.05$; año 2: $r = 0.473$, $N = 6$, $p > 0.05$).

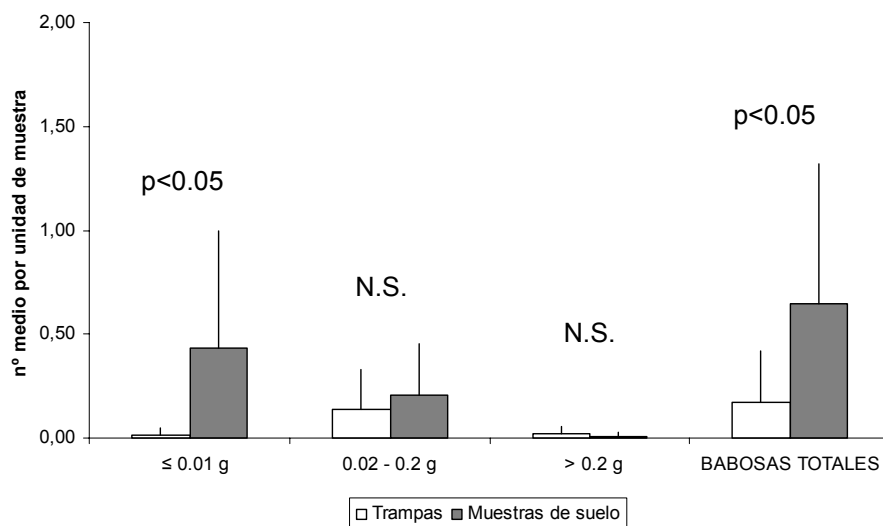
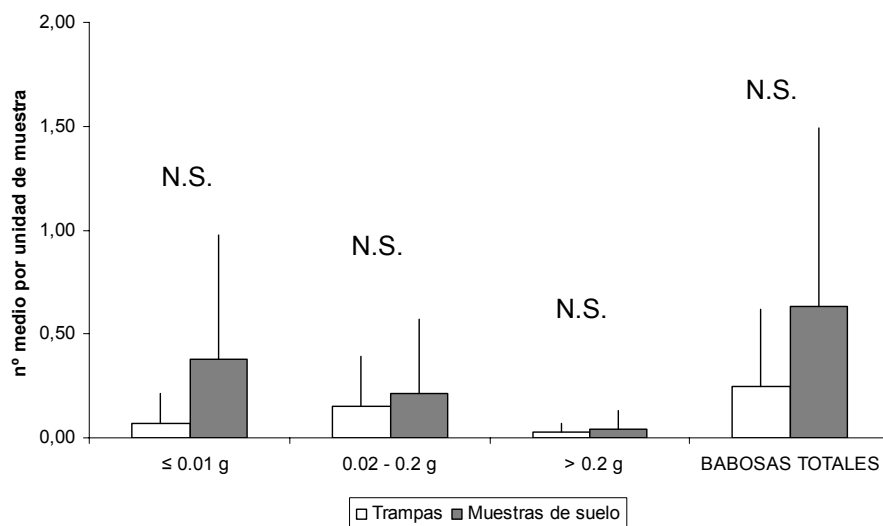
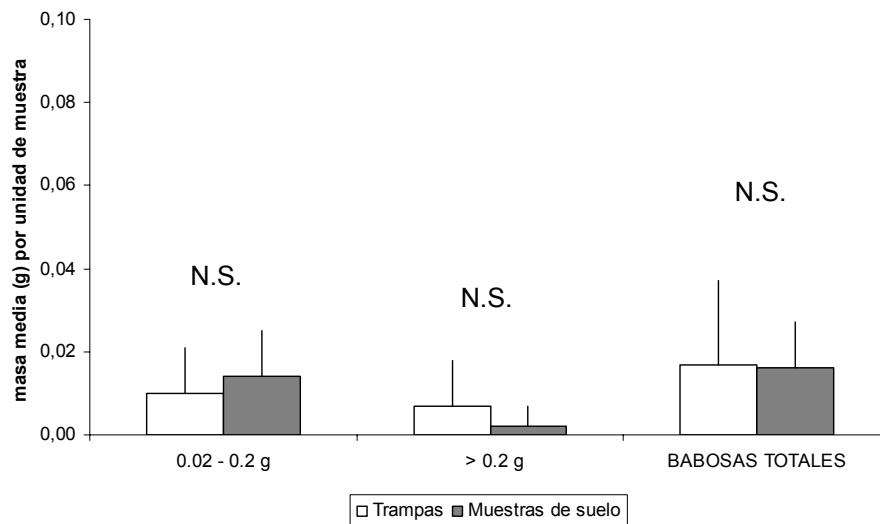
A**B**

FIGURA 4.81: Medias y desviaciones típicas del nº de *A. intermedius* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Cambados, durante el primero (A) y el segundo (B) año de muestreos. El valor p está basado en análisis realizados sobre los datos transformados en forma de raíz cuadrada. N.S. = no significativo.

A



B

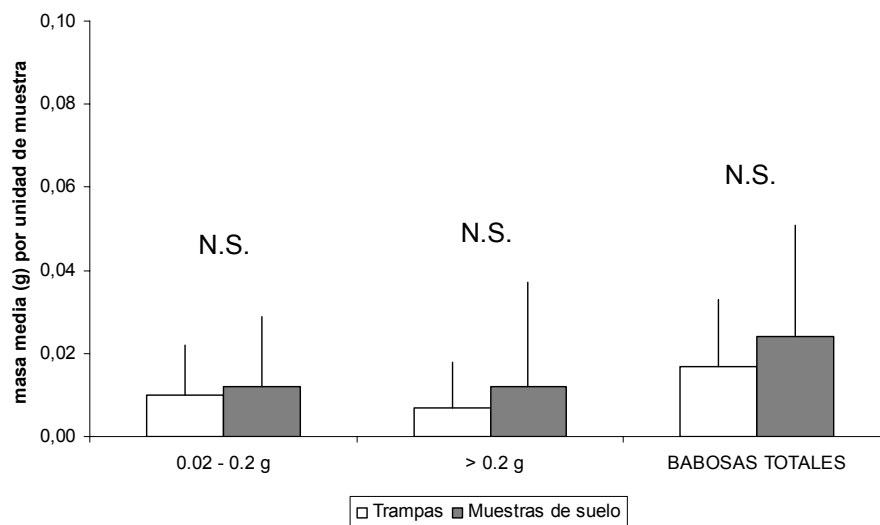
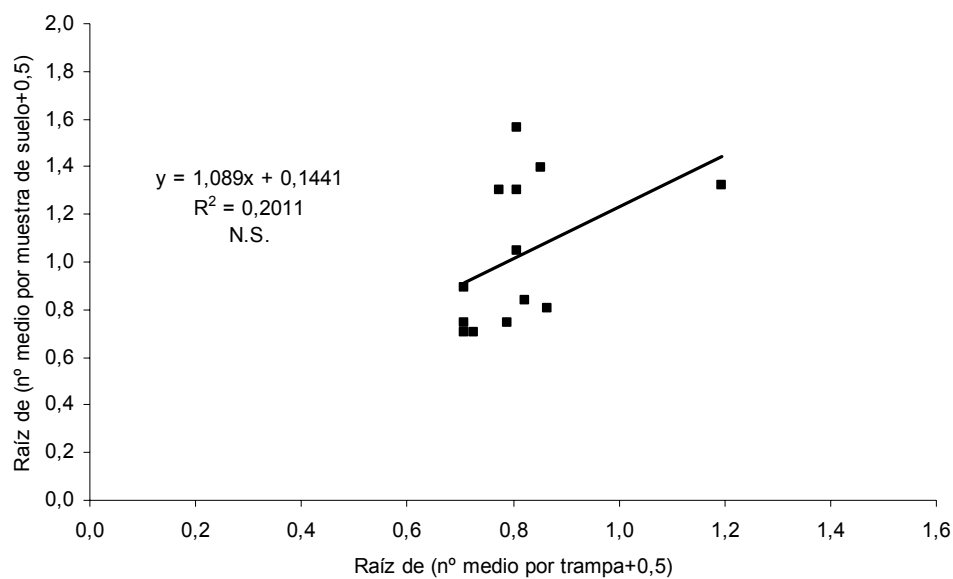


FIGURA 4.82: Medias y desviaciones típicas de la masa (g) de *A. intermedius* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Cambados, durante el primero (A) y el segundo (B) año de muestreos. El valor p está basado en análisis realizados sobre los datos transformados logarítmicamente. N.S. = no significativo.



A



B

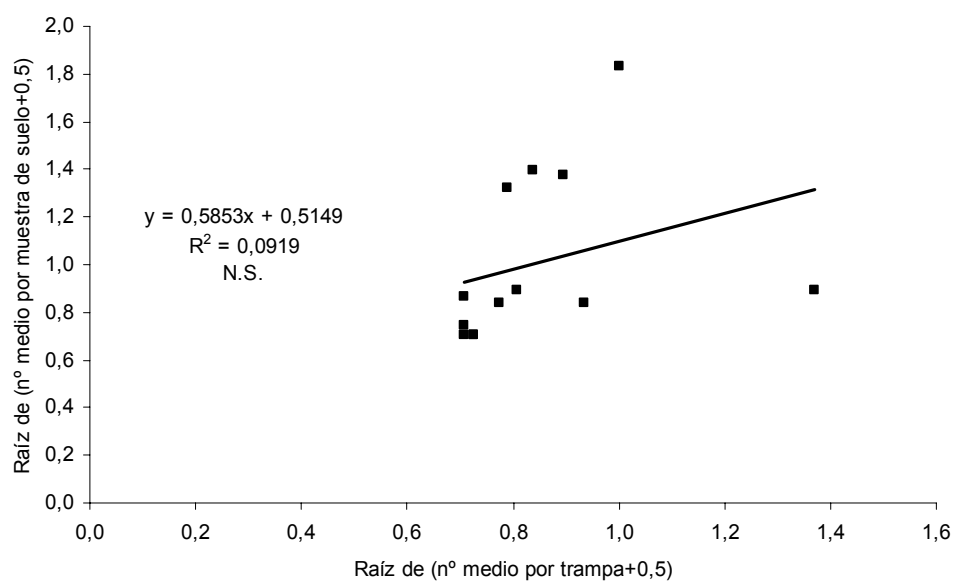


FIGURA 4.83: Diagramas de dispersión y rectas de regresión lineal del nº de *A. intermedius* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Cambados, durante el primero (A) y el segundo (B) año de muestreos (datos transformados en forma de raíz cuadrada). N.S. = no significativo.

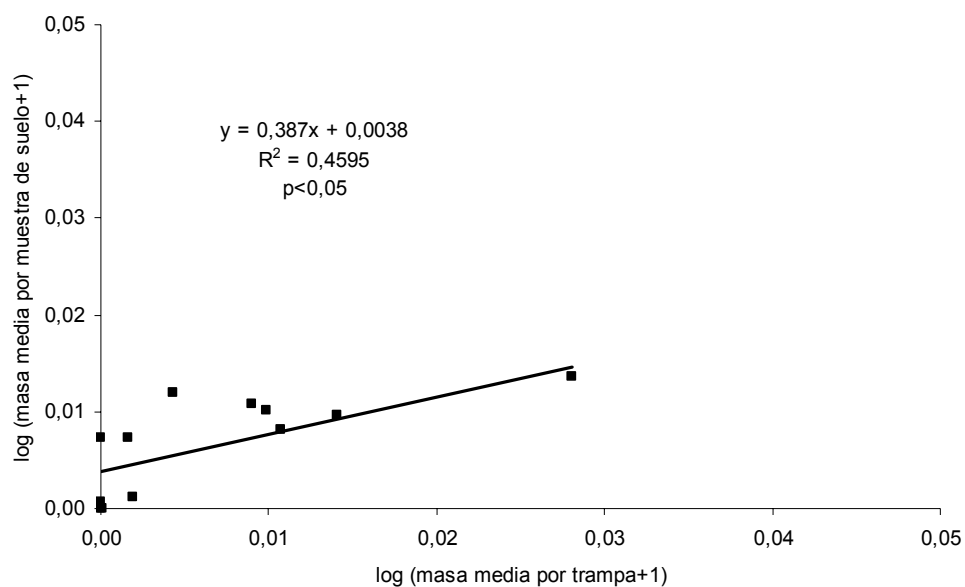
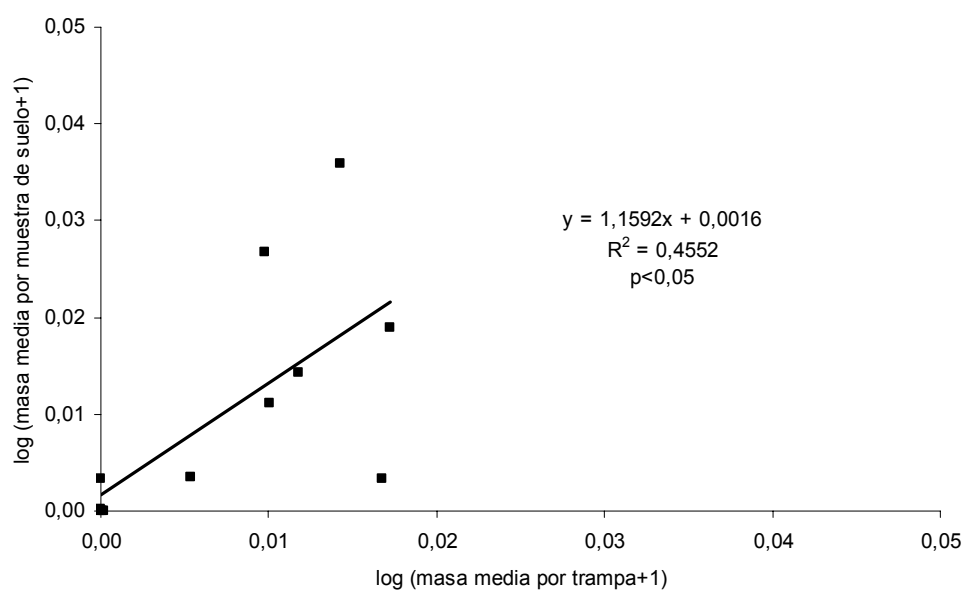
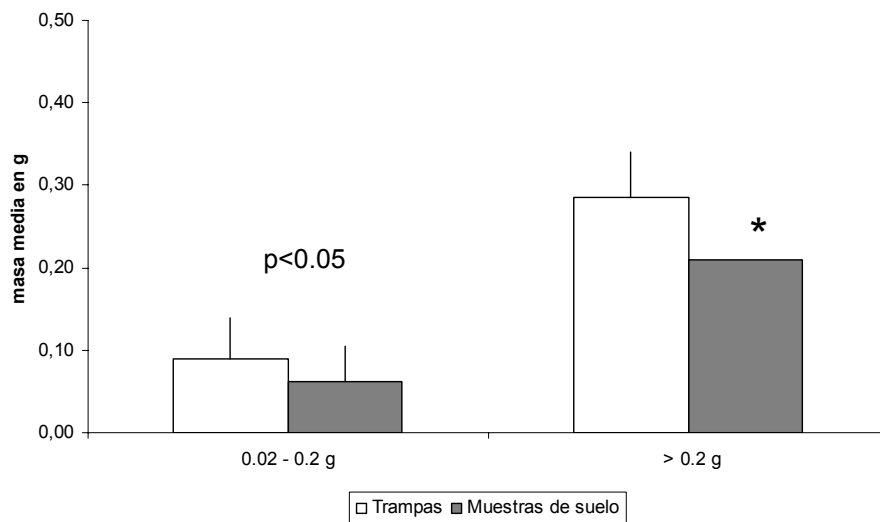
**A****B**

FIGURA 4.84: Diagramas de dispersión y rectas de regresión lineal de la masa de *A. intermedius* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Cambados, durante el primero (A) y el segundo (B) año de muestreos (datos transformados logarítmicamente).



A



B

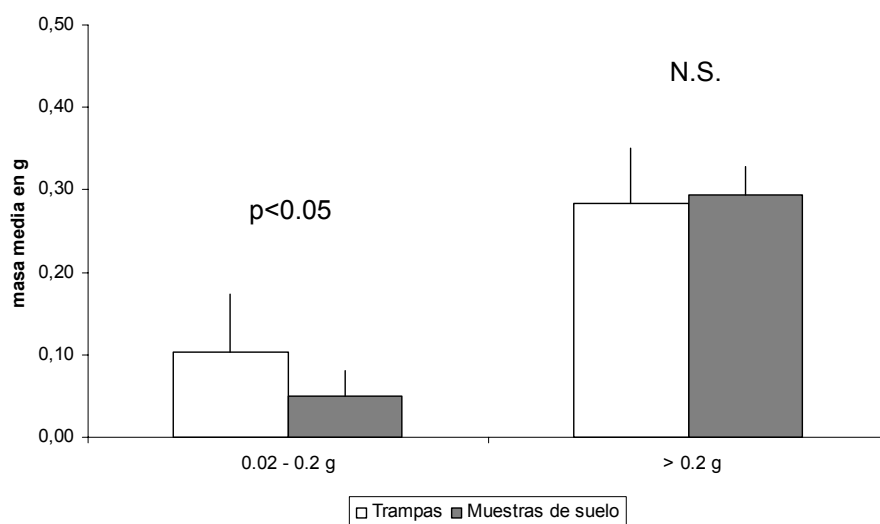


FIGURA 4.85: Medias y desviaciones típicas del tamaño (masa en g) de los individuos de la especie *A. intermedius* capturados en trampas y en suelos en la localidad de Cambados, durante el primero (A) y el segundo (B) año de muestreos. El valor p es unilateral y está basado en análisis realizados sobre los datos transformados logarítmicamente. N.S. = no significativo. * = un único individuo.

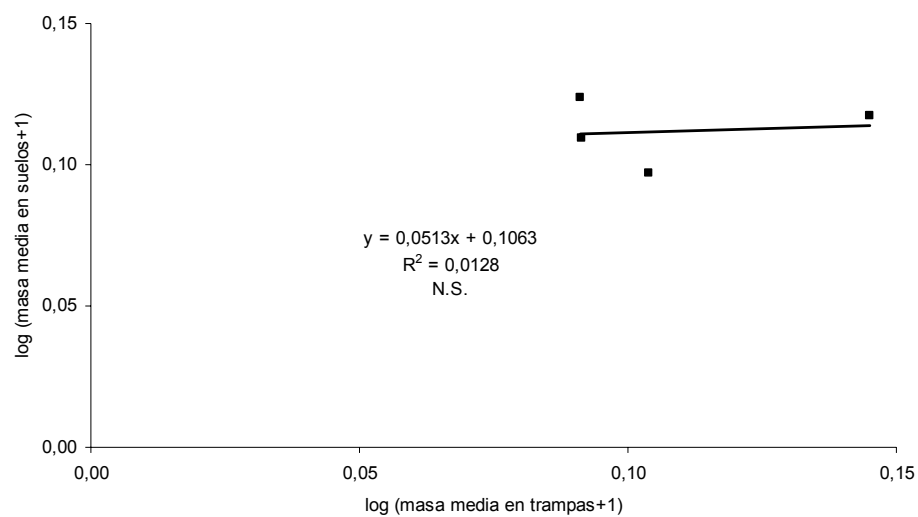
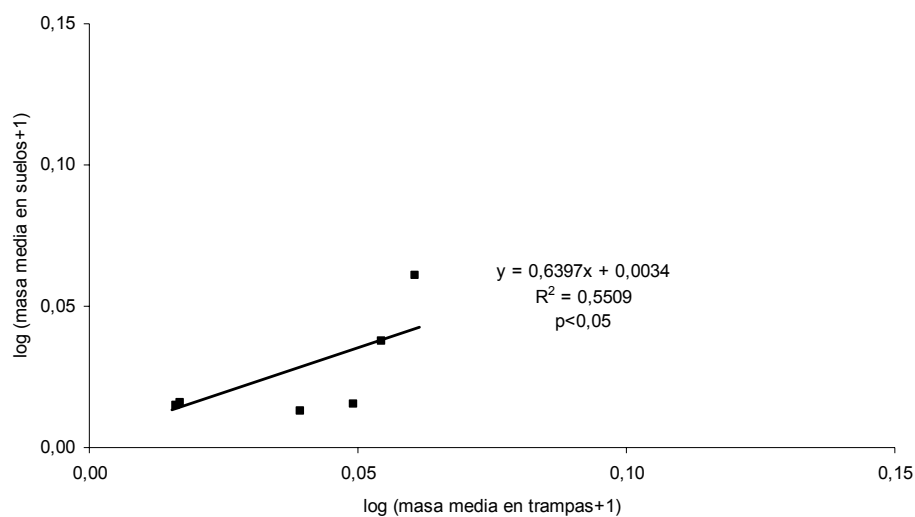


FIGURA 4.86: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal del tamaño medio (masa en g) de los *A. intermedius* de tamaño >0.2 g capturados en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Cambados, durante el segundo año de muestreos (datos transformados logarítmicamente). N.S. = no significativo.



A



B

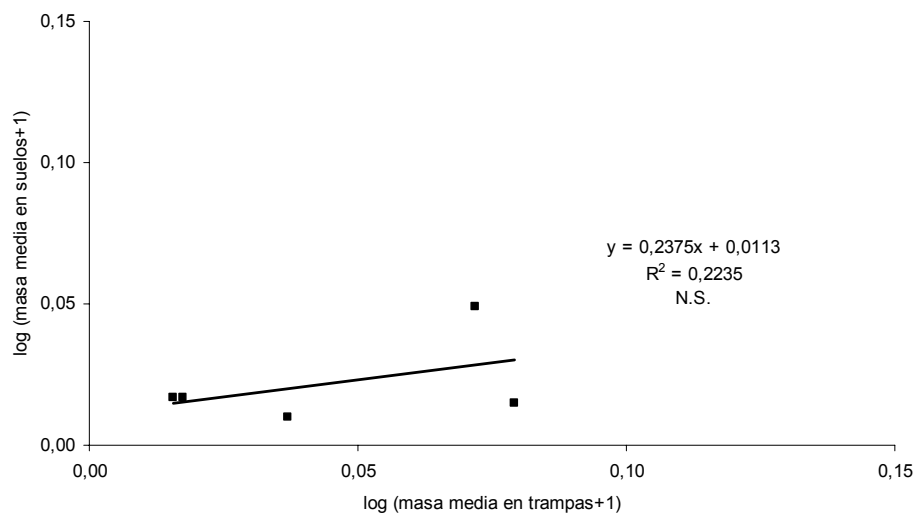


FIGURA 4.87: Diagramas de dispersión y rectas de regresión lineal del tamaño medio (masa en g) de los *A. intermedius* de tamaño 0.02-0.2 g capturados en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Cambados, durante el primero (A) y el segundo (B) año de muestreos (datos transformados logarítmicamente).



Localidad de Santa Comba

Trampas y muestras de suelo fueron similares con respecto al n° medio de capturas de *A. intermedius* por unidad de muestra (FIGURA 4.88; año 1: $t = 1.027$, $gl = 12$, $p > 0.05$; año 2: $t = 1.510$, $gl = 12$, $p > 0.05$). Por clases de talla, trampas y suelos resultaron significativamente diferentes con respecto al n° de capturas de individuos de tamaño ≤ 0.01 g por unidad de muestra (año 1: $t = 2.540$, $gl = 12$, $p < 0.05$; año 2: $t = 2.294$, $gl = 12$, $p < 0.05$), registrándose mayor n° de individuos de tamaño ≤ 0.01 g en los suelos; trampas y suelos fueron similares para el n° de capturas de individuos de tamaño 0.02-0.2 g (año 1: $t = 0.911$, $gl = 12$, $p > 0.05$; año 2: $t = 1.077$, $gl = 12$, $p > 0.05$); con respecto a los individuos de tamaño > 0.2 g, aunque el n° de capturas por unidad de muestra siempre fue mayor en las trampas, las diferencias sólo resultaron significativas en el primer año de muestreo (año 1: $t = 2.795$, $gl = 12$, $p < 0.05$; año 2: $t = 1.935$, $gl = 12$, $p > 0.05$). En términos de masa media de *A. intermedius* por unidad de muestra (FIGURA 4.89), trampas y suelos fueron similares con respecto a las capturas de individuos de tamaño 0.02-0.2 g (año 1: $t = 0.099$, $gl = 12$, $p > 0.05$; año 2: $t = 0.931$, $gl = 12$, $p > 0.05$); para los individuos de tamaño > 0.2 g, la masa media por unidad de muestra fue mayor en las trampas, aunque las diferencias sólo resultaron significativas en el primer año de muestreo (año 1: $t = 2.628$, $gl = 12$, $p < 0.05$; año 2: $t = 1.853$, $gl = 12$, $p > 0.05$); para el conjunto de individuos, la masa media por unidad de muestra fue mayor en las trampas en el primer año de muestreo, en el que existieron diferencias significativas (año 1: $t = 2.486$, $gl = 12$, $p < 0.05$), mientras que en el segundo año la masa de individuos de tamaño > 0.2 g por unidad de muestra fue similar en trampas y en suelos (año 2: $t = 0.132$, $gl = 12$, $p > 0.05$).

Las capturas de *A. intermedius* registradas en trampas y en suelos no estuvieron correlacionadas, ni en términos de n° medio por unidad de muestra (FIGURA 4.90; año 1: $r = 0.492$, $N = 13$, $p > 0.05$; año 2: $r = 0.350$, $N = 13$, $p > 0.05$), ni en términos de masa media por unidad de muestra (FIGURA 4.91; año 1: $r = 0.162$, $N = 13$, $p > 0.05$; año 2: $r = 0.511$, $N = 13$, $p > 0.05$).

Con respecto al tamaño de los individuos (FIGURA 4.92), los individuos de tamaño > 0.2 g capturados en trampas y en suelos fueron de tamaño similar (año 1: un único adulto en suelos; año 2: $t = 0.422$, $gl = 3$, $p > 0.05$); los individuos de tamaño 0.02-0.2 g capturados en trampas en el primer año fueron de mayor tamaño que los capturados en suelos, pero durante el segundo año fueron similares (año 1: $t = 2.069$, $gl = 8$, $p < 0.05$; año 2: $t = 0.400$, $gl = 8$, $p > 0.05$). Los tamaños medios de los individuos



capturados en trampas y en suelos no mostraron correlaciones significativas, ni en el caso de los individuos de tamaño >0.2 g (FIGURA 4.93; año 2: $r=0.096$, $N=4$, $p>0.05$), ni en el caso de los individuos de tamaño $0.02-0.2$ g (FIGURA 4.94; año 1: $r=0.332$, $N=9$, $p>0.05$; año 2: $r=0.555$, $N=9$, $p>0.05$).

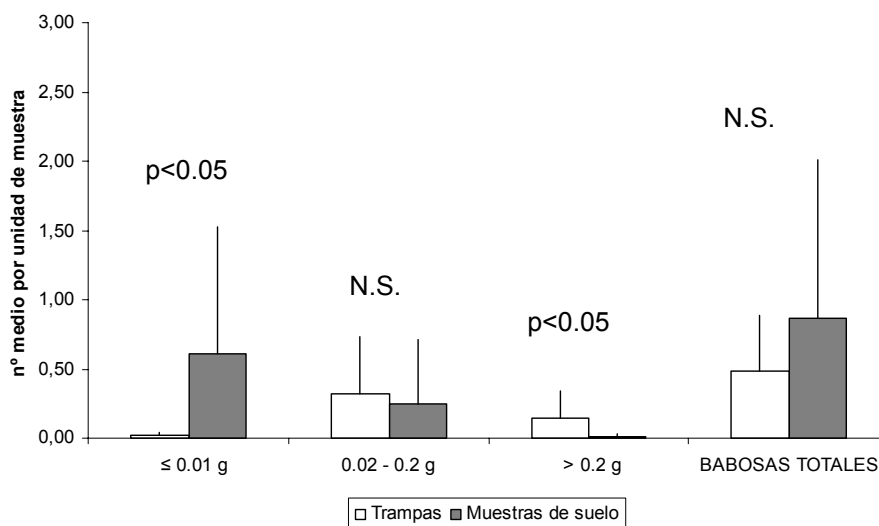
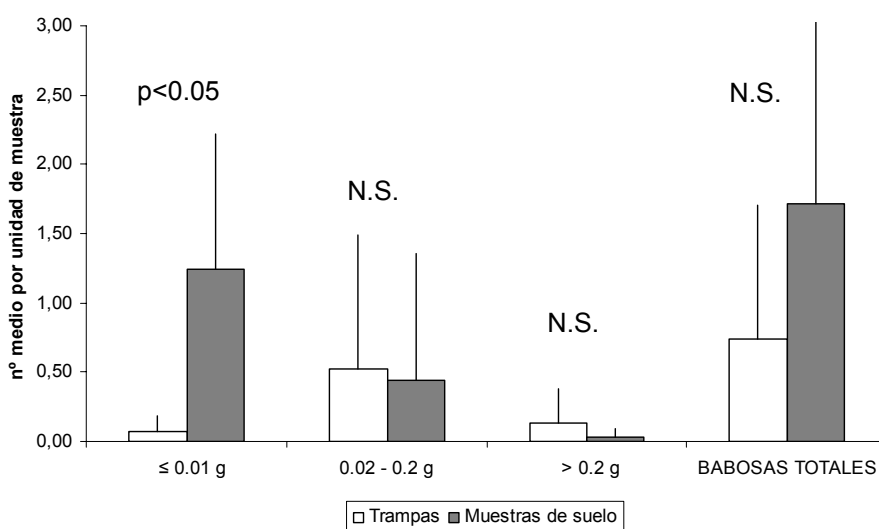
A**B**

FIGURA 4.88: Medias y desviaciones típicas del nº de *A. intermedius* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Santa Comba, durante el primero (A) y el segundo (B) año de muestreos. El valor p está basado en análisis realizados sobre los datos transformados en forma de raíz cuadrada. N.S. = no significativo.

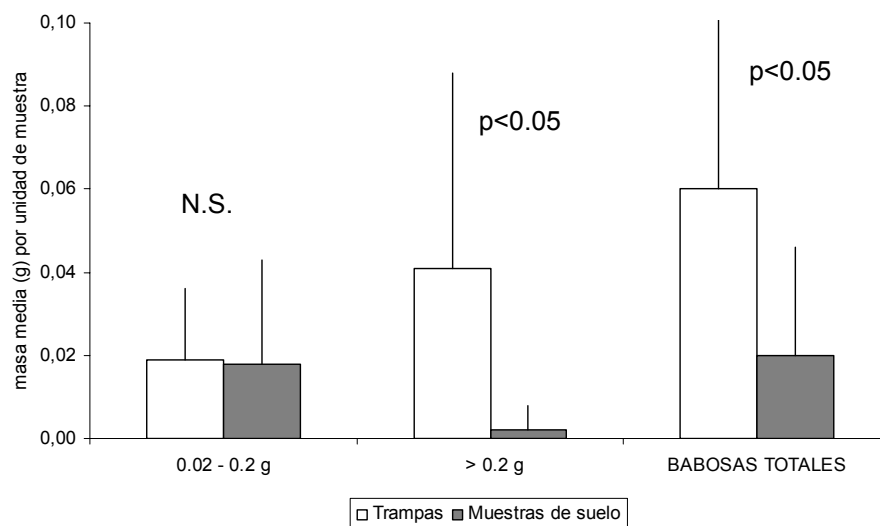
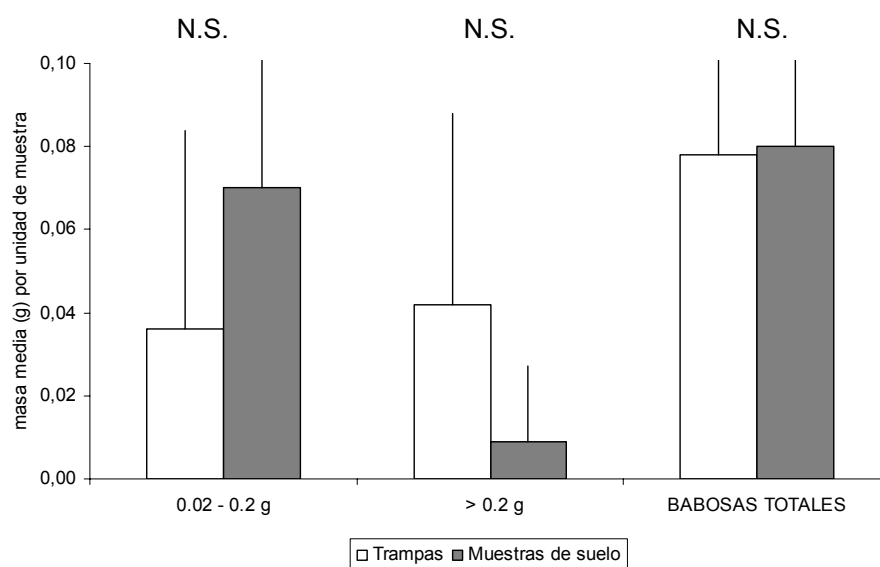
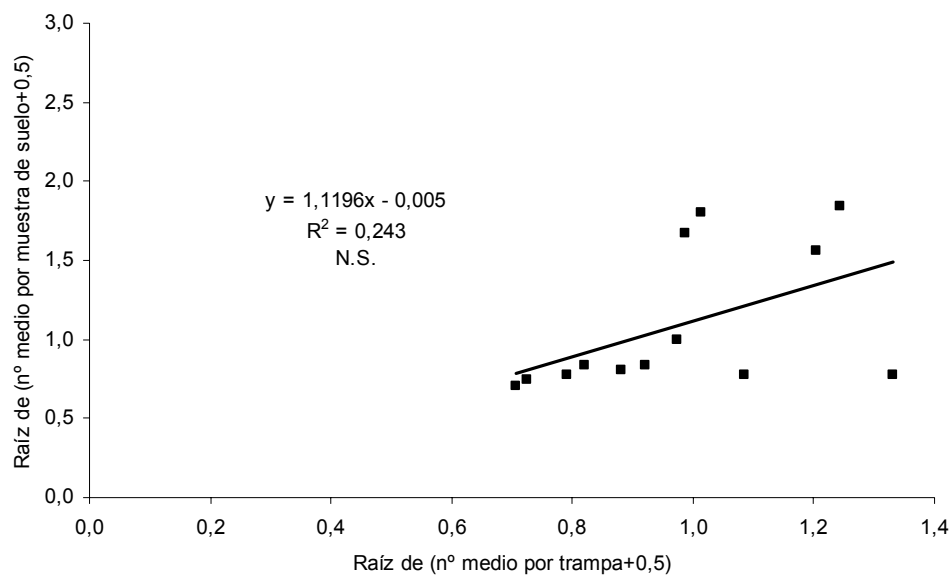
**A****B**

FIGURA 4.89: Medias y desviaciones típicas de la masa (g) de *A. intermedius* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Santa Comba, durante el primero (A) y el segundo (B) año de muestreos. El valor p está basado en análisis realizados sobre los datos transformados logarítmicamente. N.S. = no significativo.



A



B

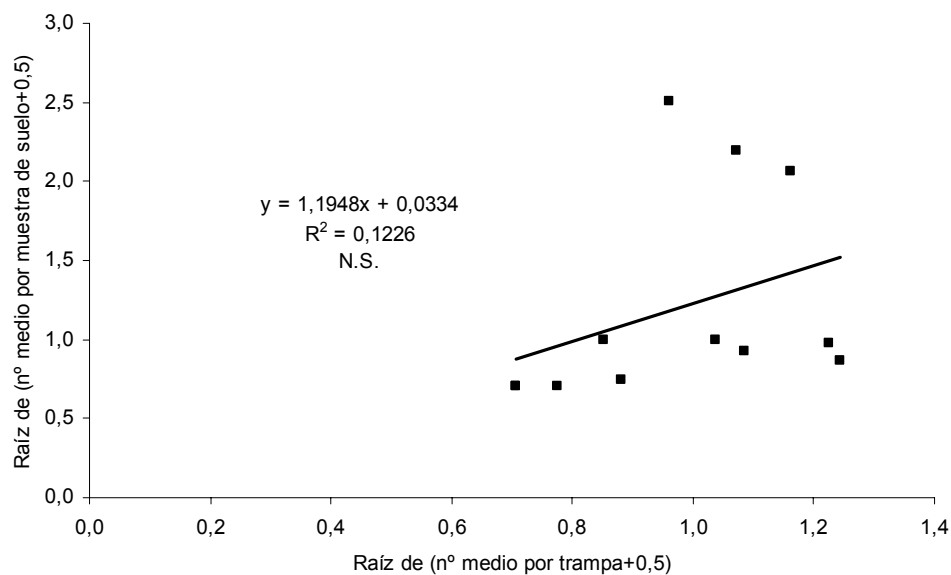


FIGURA 4.90: Diagramas de dispersión y rectas de regresión lineal del nº de *A. intermedius* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Santa Comba, durante el primero (A) y el segundo (B) año de muestreos (datos transformados en forma de raíz cuadrada). N.S. = no significativo.

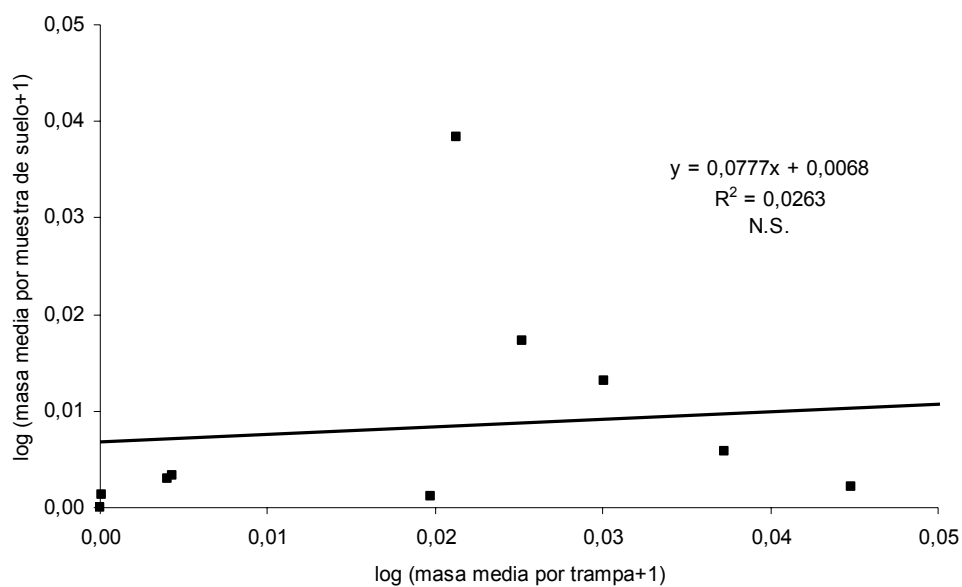
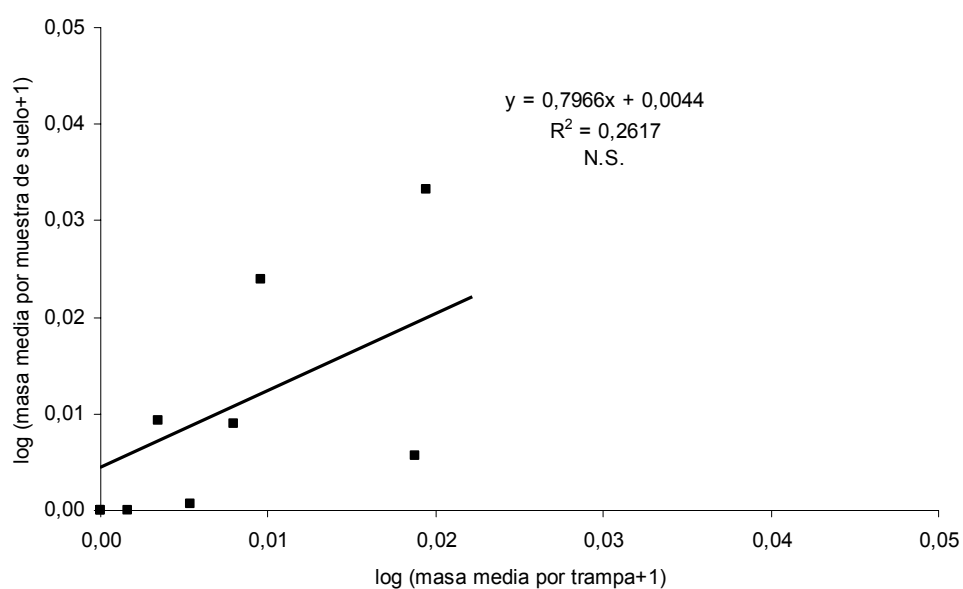
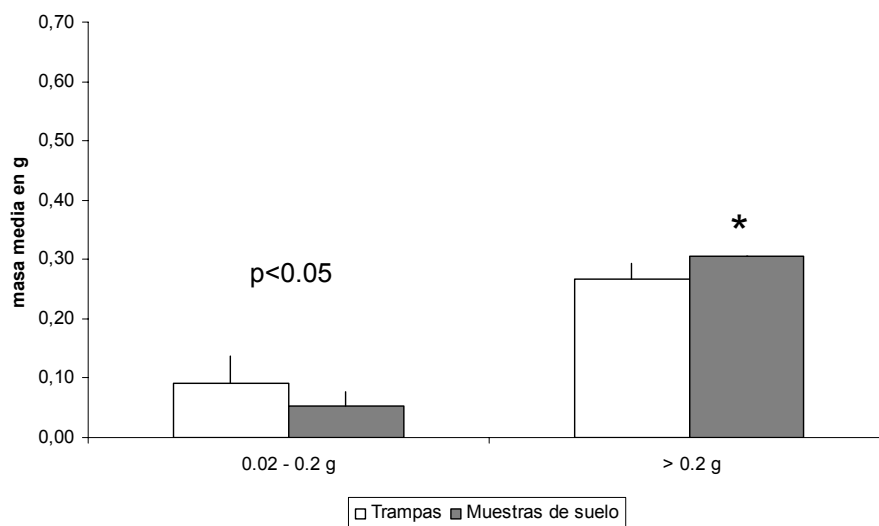
**A****B**

FIGURA 4.91: Diagramas de dispersión y rectas de regresión lineal de la masa de *A. intermedius* por unidad de muestra en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Santa Comba, durante el primero (A) y el segundo (B) año de muestreos (datos transformados logarítmicamente). N.S. = no significativo.



A



B

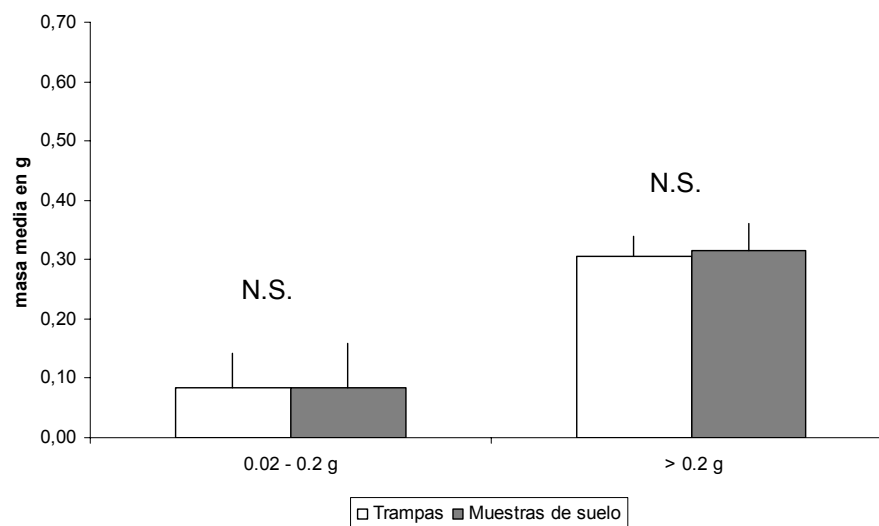


FIGURA 4.92: Medias y desviaciones típicas del tamaño (masa en g) de los individuos de la especie *A. intermedius* capturados en trampas y en suelos en la localidad de Santa Comba, durante el primero (A) y el segundo (B) año de muestreos. El valor p es unilateral y está basado en análisis realizados sobre los datos transformados logarítmicamente. N.S. = no significativo. * = un único individuo.

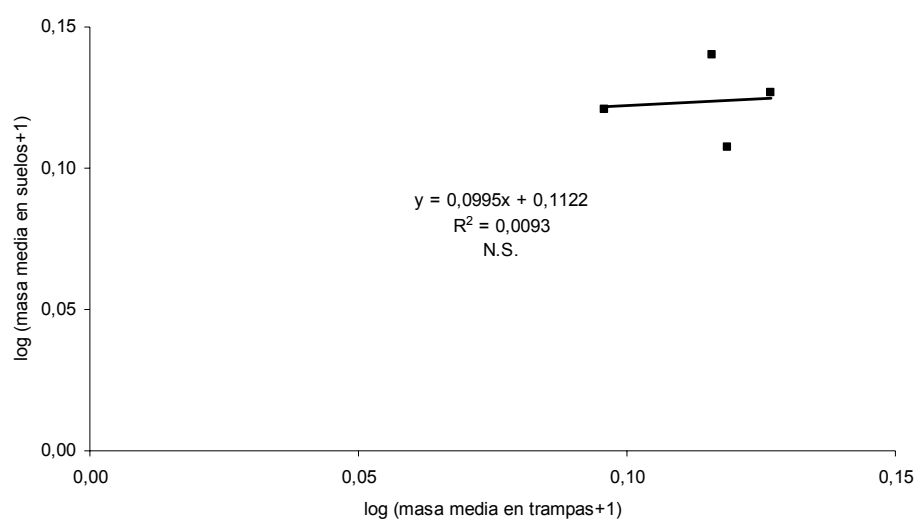
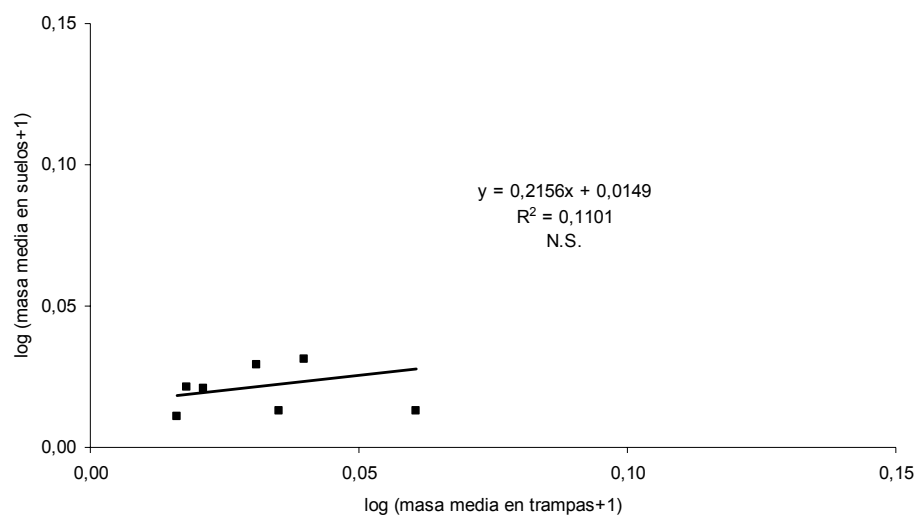


FIGURA 4.93: Diagrama de dispersión y recta de regresión lineal del tamaño medio (masa en g) de los *A. intermedius* de tamaño >0.2 g capturados en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Santa Comba, durante el segundo año de muestreos (datos transformados logarítmicamente). N.S. = no significativo.



A



B

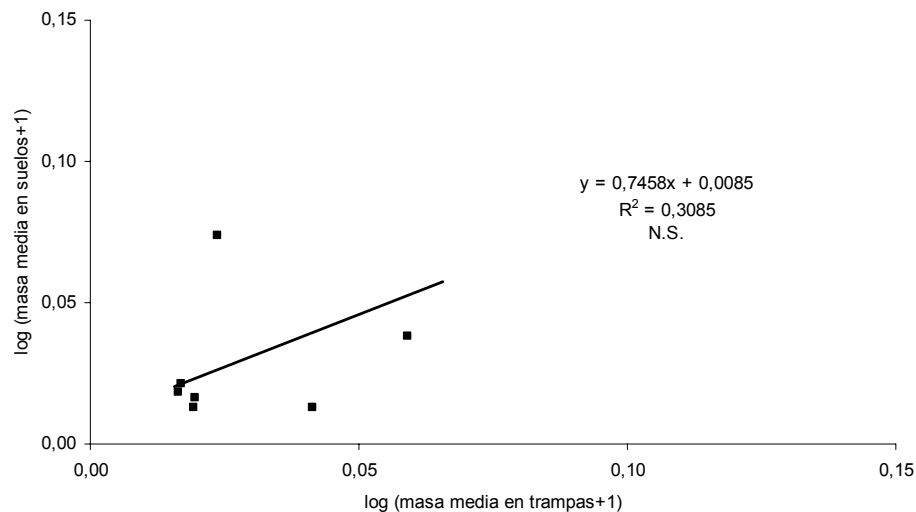


FIGURA 4.94: Diagramas de dispersión y rectas de regresión lineal del tamaño medio (masa en g) de los *A. intermedius* de tamaño 0.02-0.2 g capturados en trampas y en muestras de suelo en la localidad de Santa Comba, durante el primero (A) y el segundo (B) año de muestreos (datos transformados logarítmicamente). N.S. = no significativo.



4.3.6.- Estudio de la relación entre el tamaño de las babosas y su abundancia en trampas y en muestras de suelo

Las FIGURAS 4.95 a 4.100 muestran el nº de capturas que se registraron a lo largo de todo el período de estudio en trampas y en muestras de suelo para las especies de babosas más abundantes de las diferentes localidades, en función de su tamaño (masa en g). De ellas se desprende que, mientras que todas las clases de tamaño están bien representadas en las capturas registradas en las trampas, el nº de capturas registradas en las muestras de suelo decrece de forma muy marcada al aumentar el tamaño de las babosas. Para todas las especies y localidades, esta disminución del nº de capturas registradas en las muestras de suelo en función del tamaño de los individuos es especialmente evidente para las babosas pertenecientes a las clases de tamaño más bajas. Debido a ello, para todas las clases de tamaño de 0.01 g de amplitud comprendidas entre ≤ 0.01 g y 0.1 g, se contrastó la hipótesis nula de que el nº de capturas registradas se distribuye según la relación $\frac{2}{3}$ en trampas y $\frac{1}{3}$ en muestras de suelo, hipótesis que se deriva del nº de unidades de muestra utilizadas (40 trampas y 20 muestras de suelo por muestreo y localidad) y que supone que, al menos para estas babosas de pequeño tamaño, la probabilidad de captura en trampas y en muestras de suelo es la misma. La hipótesis alternativa es que la distribución de las capturas entre trampas y suelos es diferente, en cualquier sentido, de la relación $\frac{2}{3}$ en trampas y $\frac{1}{3}$ en suelos. El contraste de hipótesis se realizó por medio de la prueba de conformidad χ^2 , y en aquellos casos en que el nº de efectivos observados o esperados era menor de 5, se procedió al agrupamiento de clases (Pardell, Cobo y Canela, 1986).

Para *D. reticulatum* (FIGURAS 4.101 y 4.102), las babosas de tamaño ≤ 0.01 g de las 4 localidades se capturaron en muestras de suelo mucho más de lo esperado, mientras que las capturas de babosas de 0.02 a 0.04 g no difieren significativamente de lo esperado; por su parte, las babosas de 0.05 a 0.1 g aparecieron en trampas en mayor cantidad de la esperado, en todos los casos excepto en el de los individuos de 0.05 g de Monforte, cuyas capturas respondieron a la relación esperada. Para el conjunto de los individuos entre ≤ 0.01 g y 0.1 g, el nº de capturas en muestras de suelo fue mayor de lo esperado en la localidad de Monforte ($\chi^2 = 42.843$, gl= 1, $p < 0.001$), pero no difirió significativamente de la relación esperada en las localidades



de Abadín ($\chi^2 = 0.506$, gl= 1, $p > 0.05$), Cambados ($\chi^2 = 0.545$, gl= 1, $p > 0.05$) ni Santa Comba ($\chi^2 = 2.893$, gl= 1, $p > 0.05$).

Los *D. laeve* (FIGURA 4.103) de tamaño ≤ 0.01 g se registraron en muestras de suelo más de lo esperado, las capturas de individuos comprendidos entre 0.02 y 0.05 g repondieron a la relación esperada, y los individuos de 0.06 a 0.1 g se registraron en trampas más de lo esperado. Para el conjunto de los individuos entre ≤ 0.01 g y 0.1 g, el nº de capturas en muestras de suelo fue mayor de lo esperado ($\chi^2 = 167.4$, gl= 1, $p < 0.001$).

Para *D. panormitanum* (FIGURA 4.104) los individuos de tamaño ≤ 0.01 g se registraron en suelos más de lo esperado, los individuos de 0.02 g fueron capturados según la relación esperada y los individuos de 0.03 a 0.1 g se registraron en trampas más de lo esperado. Para el total de los individuos entre ≤ 0.01 g y 0.1 g, las capturas en trampas y en suelos respondieron a la relación esperada, en las dos localidades (Cambados: $\chi^2 = 0.364$, gl= 1, $p > 0.05$; Santa Comba: $\chi^2 = 2.977$, gl= 1, $p > 0.05$).

Con respecto a *A. intermedius* (FIGURAS 4.105 y 4.106), en general los individuos de tamaño comprendido entre ≤ 0.01 y 0.04 g se capturaron en suelos más de lo esperado, mientras que los individuos de 0.05 a 0.1 g se capturaron según la proporción esperada; en la localidad de Monforte, la necesidad de reunir a las clases de 0.04 y 0.05 g dio como resultado que los individuos de ese tamaño se registraron en suelos más de lo esperado, y en la localidad de Santa Comba los individuos de la clase conjunta 0.09-0.1 g se registraron en trampas más de lo esperado. Para el total de los individuos entre ≤ 0.01 g y 0.1 g, las capturas en suelos fueron mayores a lo esperado, en las cuatro localidades (Monforte: $\chi^2 = 101.3$, gl= 1, $p < 0.001$; Abadín: $\chi^2 = 291.4$, gl= 1, $p < 0.001$; Cambados: $\chi^2 = 298.4$, gl= 1, $p < 0.001$; Santa Comba: $\chi^2 = 479.3$, gl= 1, $p < 0.01$).

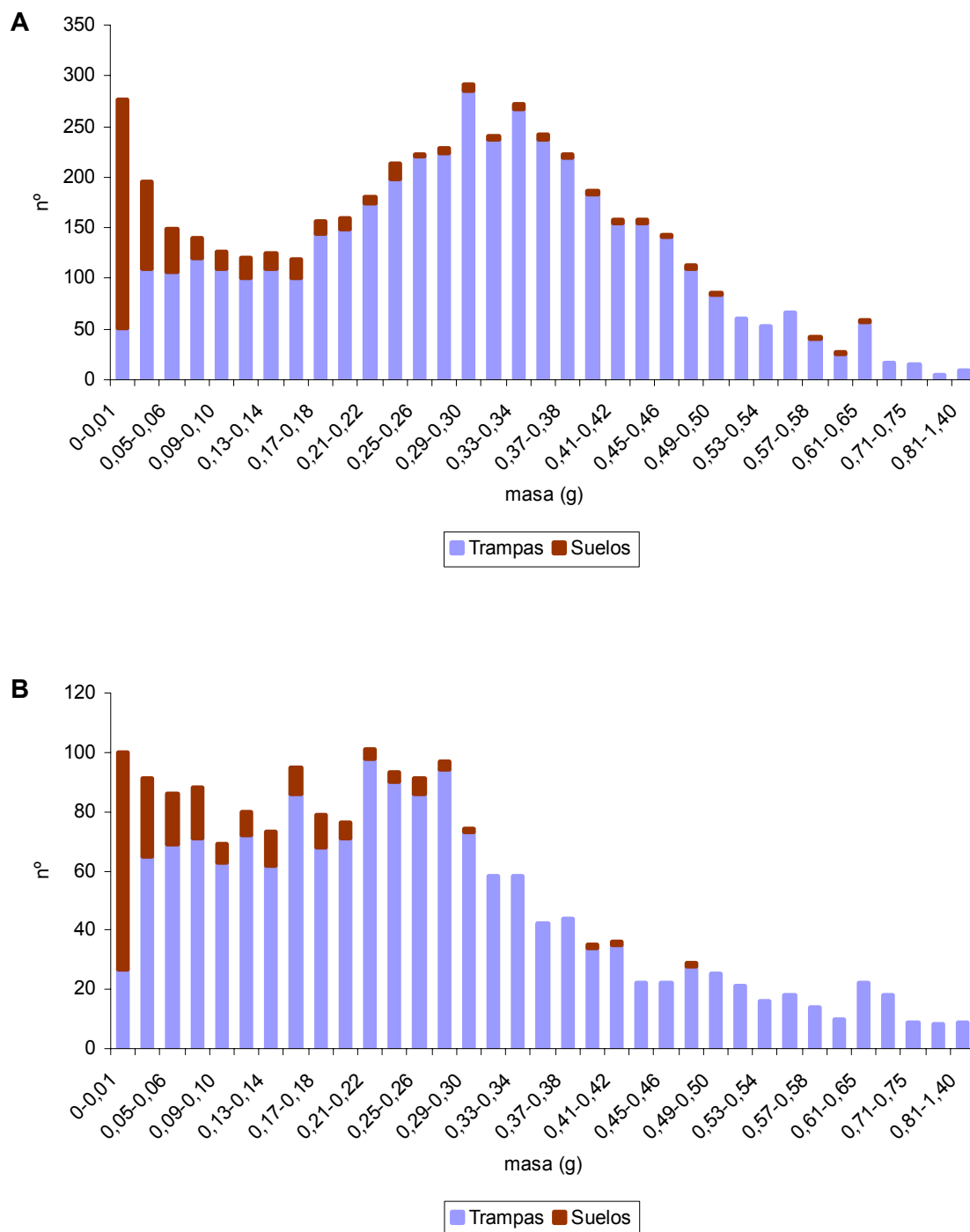


FIGURA 4.95: Número de capturas de *D. reticulatum* en trampas y en muestras de suelo en función del tamaño de los individuos, en las localidades de Monforte (A) y de Abadín (B).

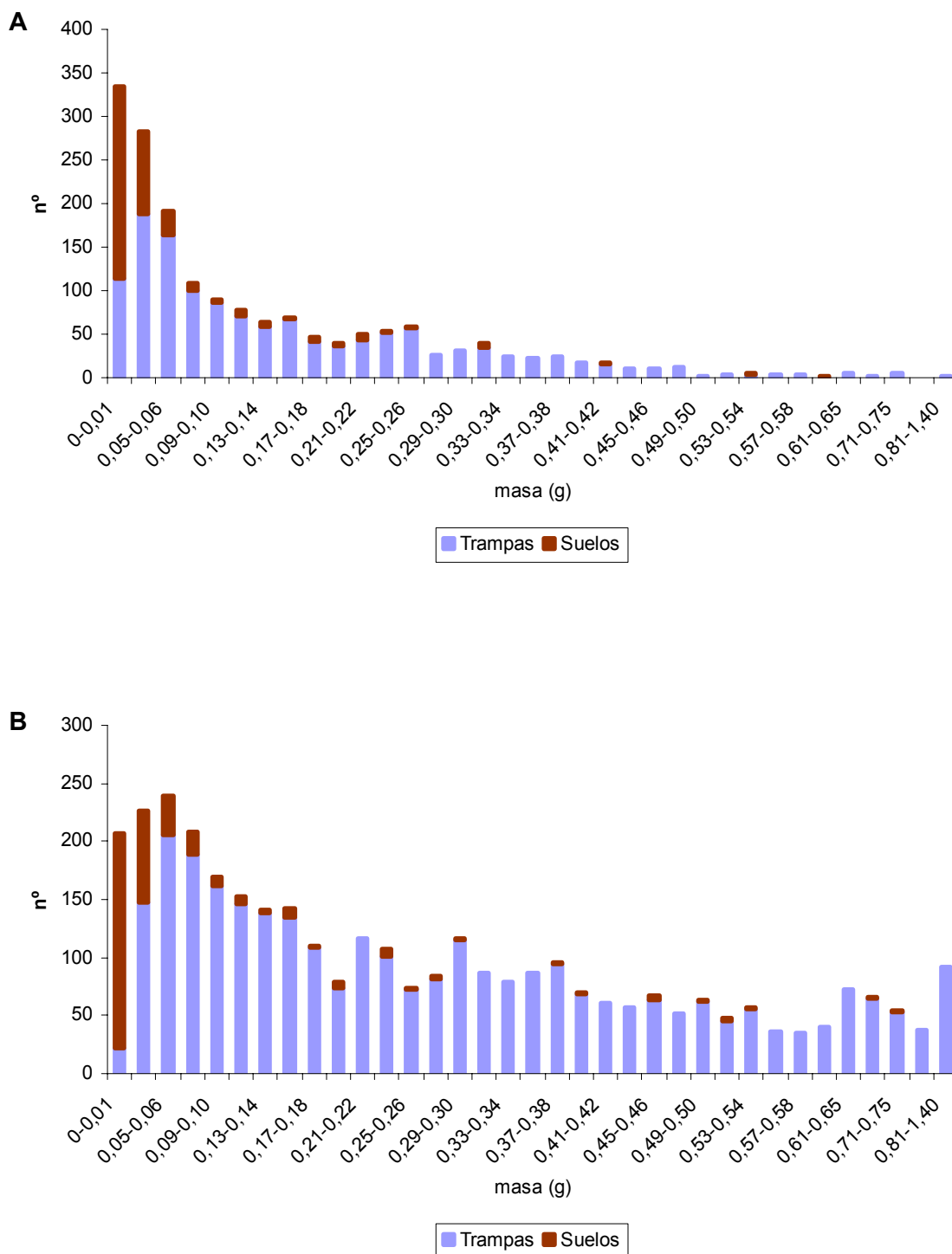


FIGURA 4.96: Número de capturas de *D. reticulatum* en trampas y en muestras de suelo en función del tamaño de los individuos, en las localidades de Cambados (A) y de Santa Comba (B).

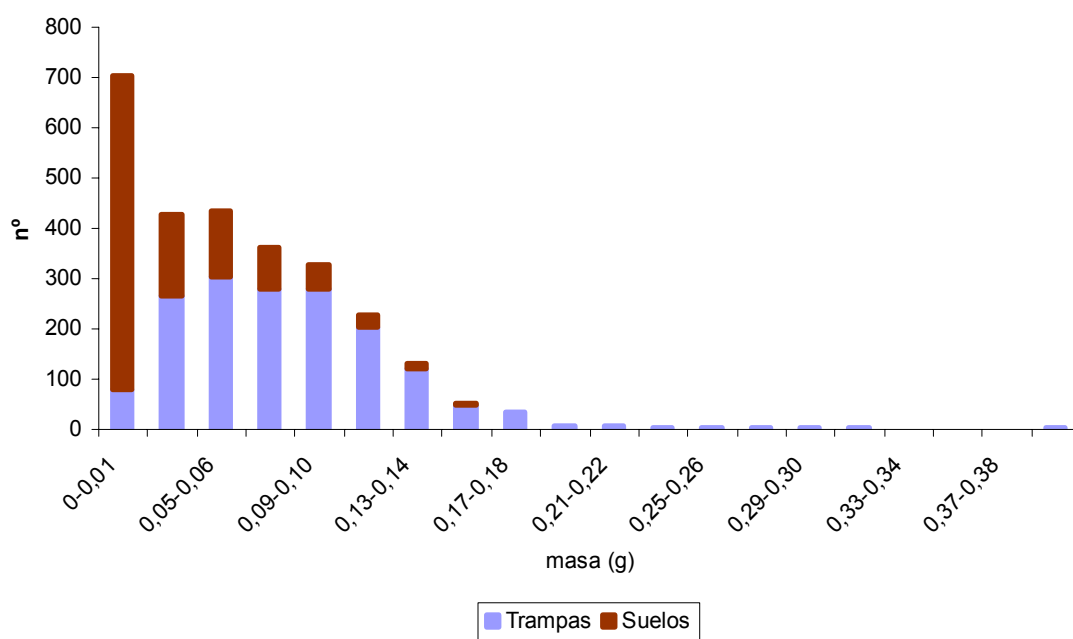


FIGURA 4.97: Número de capturas de *D. laeve* en trampas y en muestras de suelo en función del tamaño de los individuos, en la localidad de Monforte.

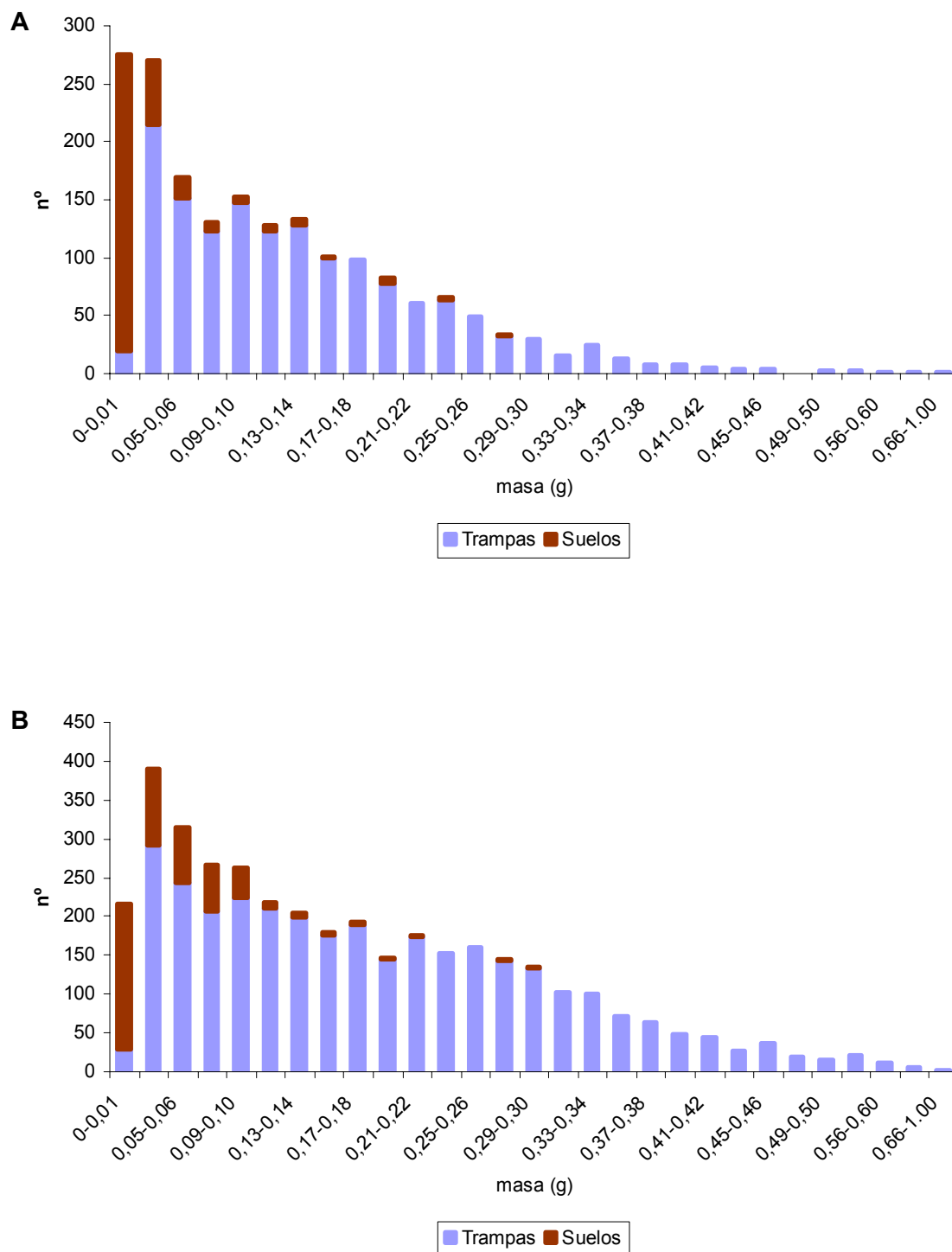


FIGURA 4.98: Número de capturas de *D. panormitanum* en trampas y en muestras de suelo en función del tamaño de los individuos, en las localidades de Cambados (A) y de Santa Comba (B).

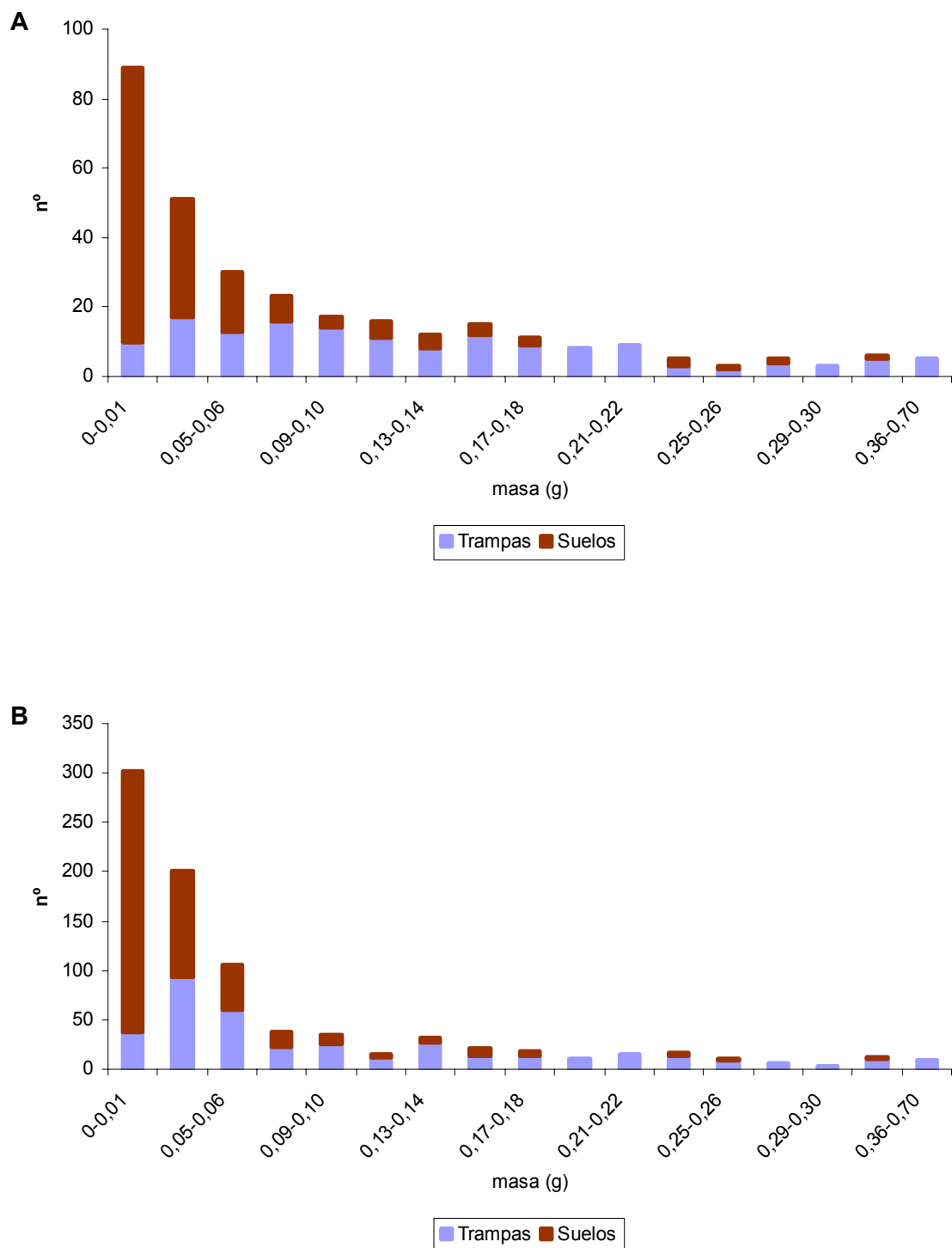


FIGURA 4.99: Número de capturas de *A. intermedius* en trampas y en muestras de suelo en función del tamaño de los individuos, en las localidades de Monforte (A) y de Abadín (B).

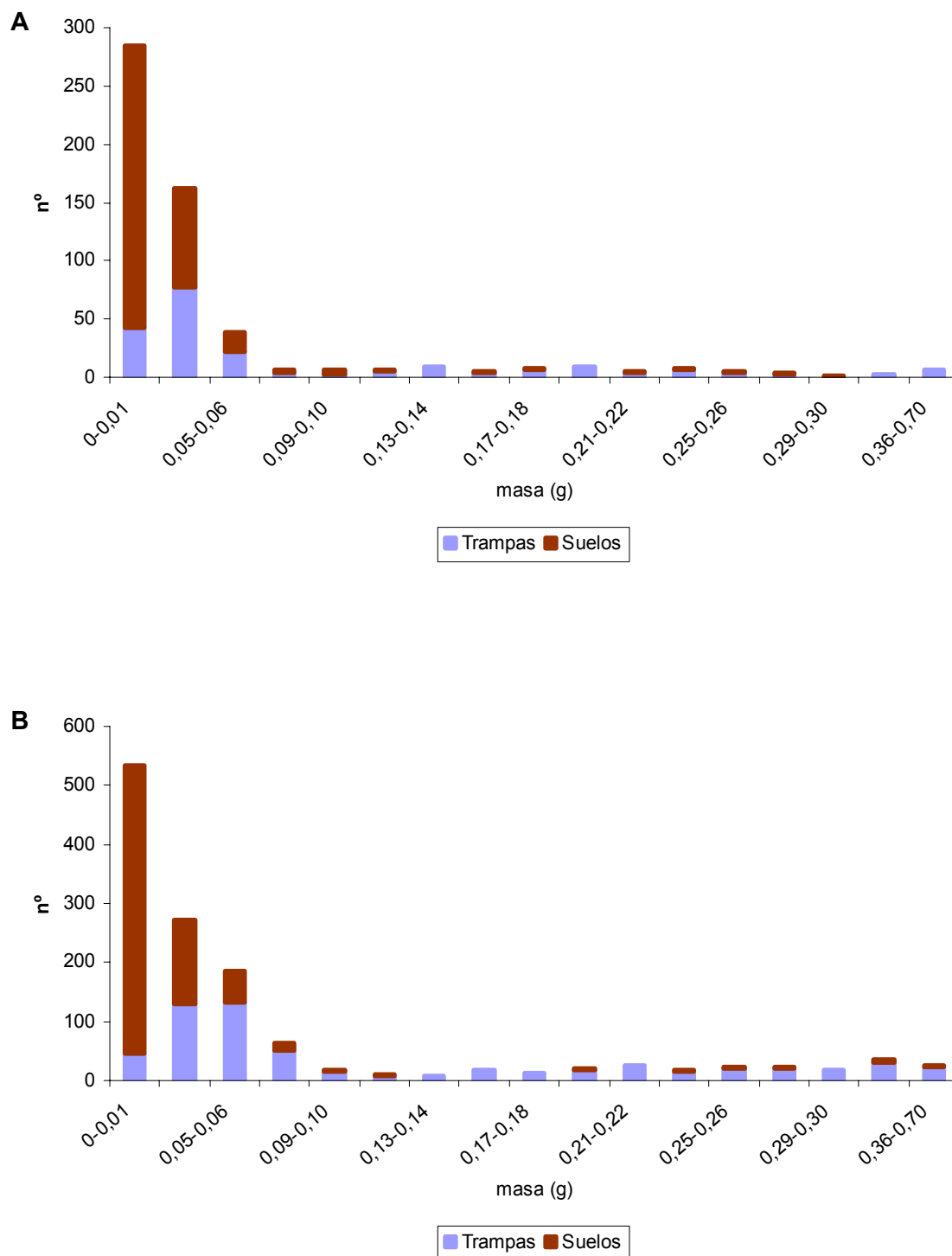


FIGURA 4.100: Número de capturas de *A. intermedius* en trampas y en muestras de suelo en función del tamaño de los individuos, en las localidades de Cambados (A) y de Santa Comba (B).

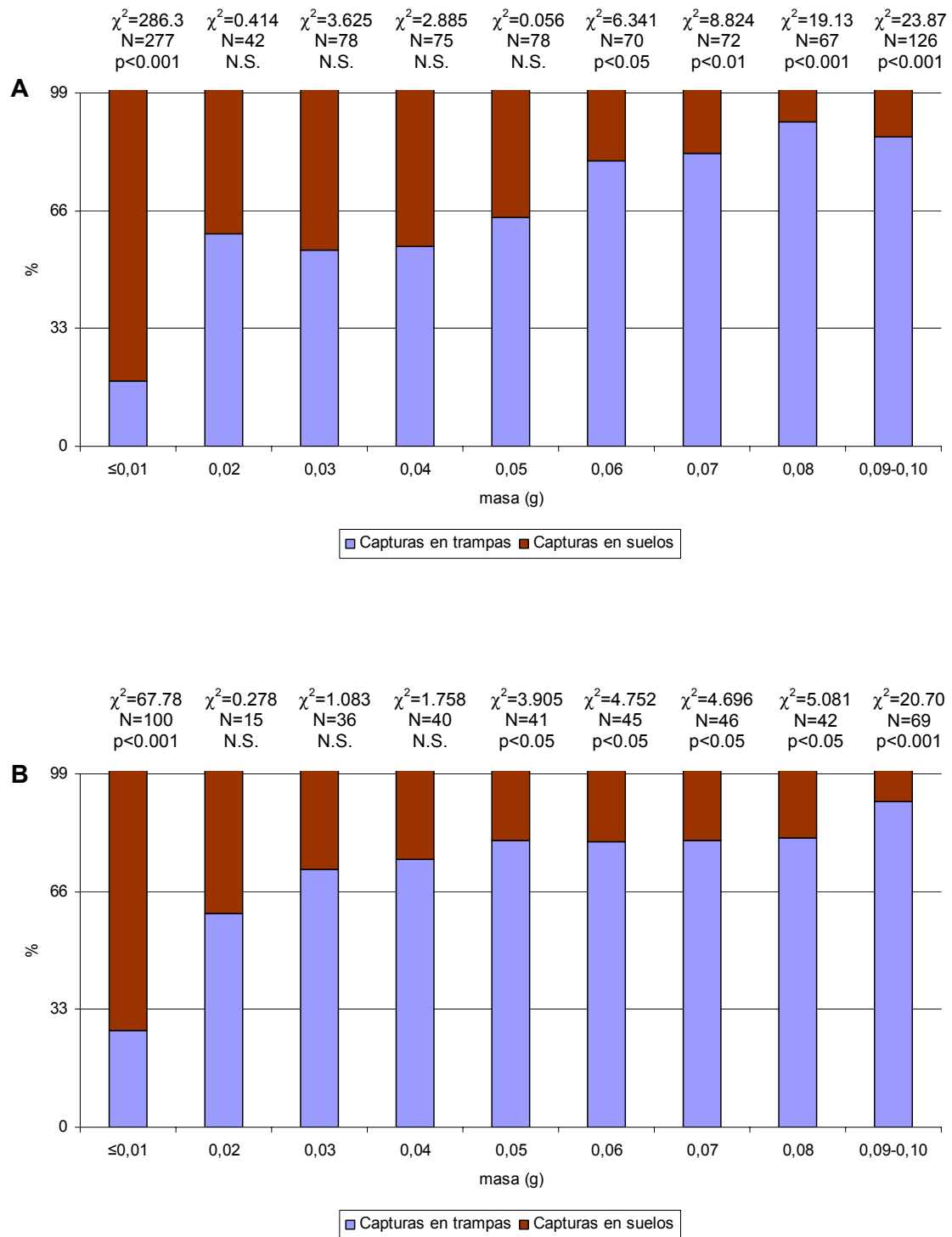


FIGURA 4.101: Porcentajes de capturas en trampas y en muestras de suelo de los individuos de la especie *D. reticulatum* comprendidos entre ≤ 0.01 y 0.10 g, en las localidades de Monforte (A) y de Abadín (B). Los valores de χ^2 contrastan la hipótesis nula de que las capturas realizadas se distribuyen según la relación $\frac{2}{3}$ en trampas y $\frac{1}{3}$ en suelos. N.S.= no significativo.

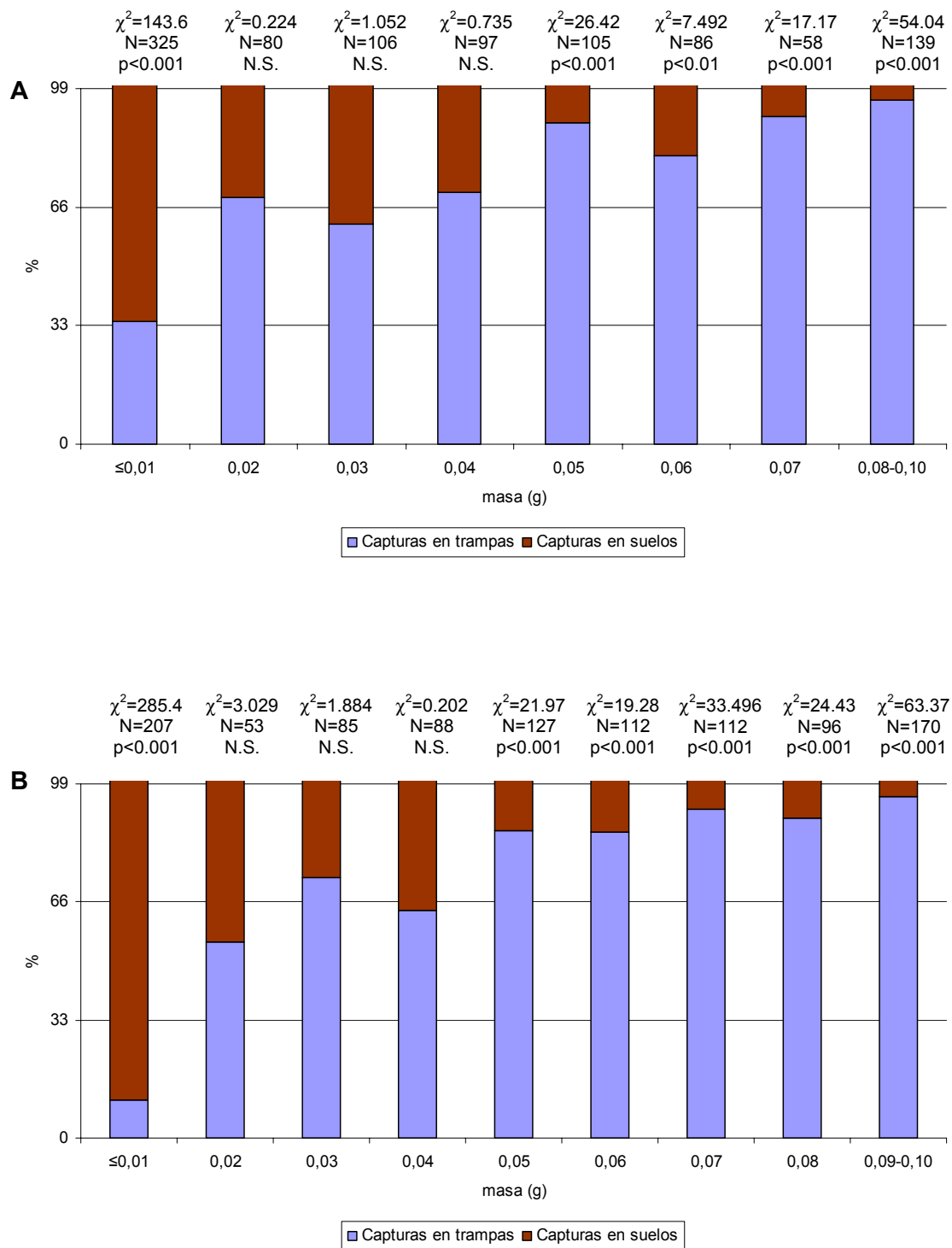


FIGURA 4.102: Porcentajes de capturas en trampas y en muestras de suelo de los individuos de la especie *D. reticulatum* comprendidos entre ≤0.01 y 0.10 g, en las localidades de Cambados (A) y de Santa Comba (B). Los valores de χ^2 contrastan la hipótesis nula de que las capturas realizadas se distribuyen según la relación $\frac{2}{3}$ en trampas y $\frac{1}{3}$ en suelos. N.S.= no significativo.

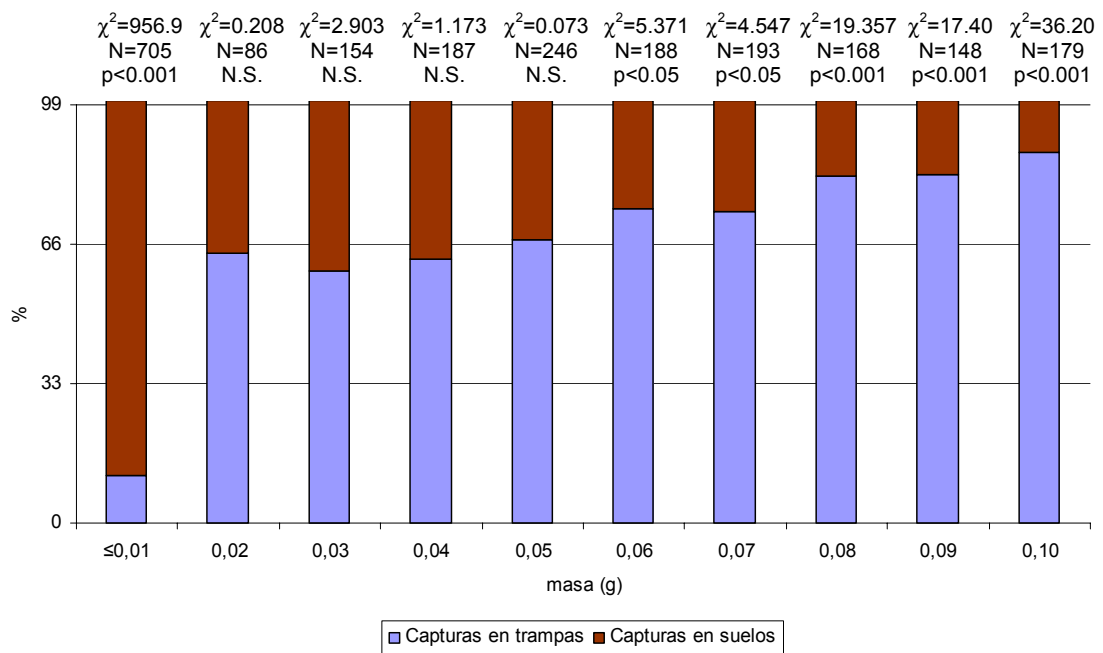


FIGURA 4.103: Porcentajes de capturas en trampas y en muestras de suelo de los individuos de la especie *D. laeve* comprendidos entre ≤ 0.01 y 0.10 g, en la localidad de Monforte. Los valores de χ^2 contrastan la hipótesis nula de que las capturas realizadas se distribuyen según la relación $\frac{2}{3}$ en trampas y $\frac{1}{3}$ en suelos. N.S.= no significativo.

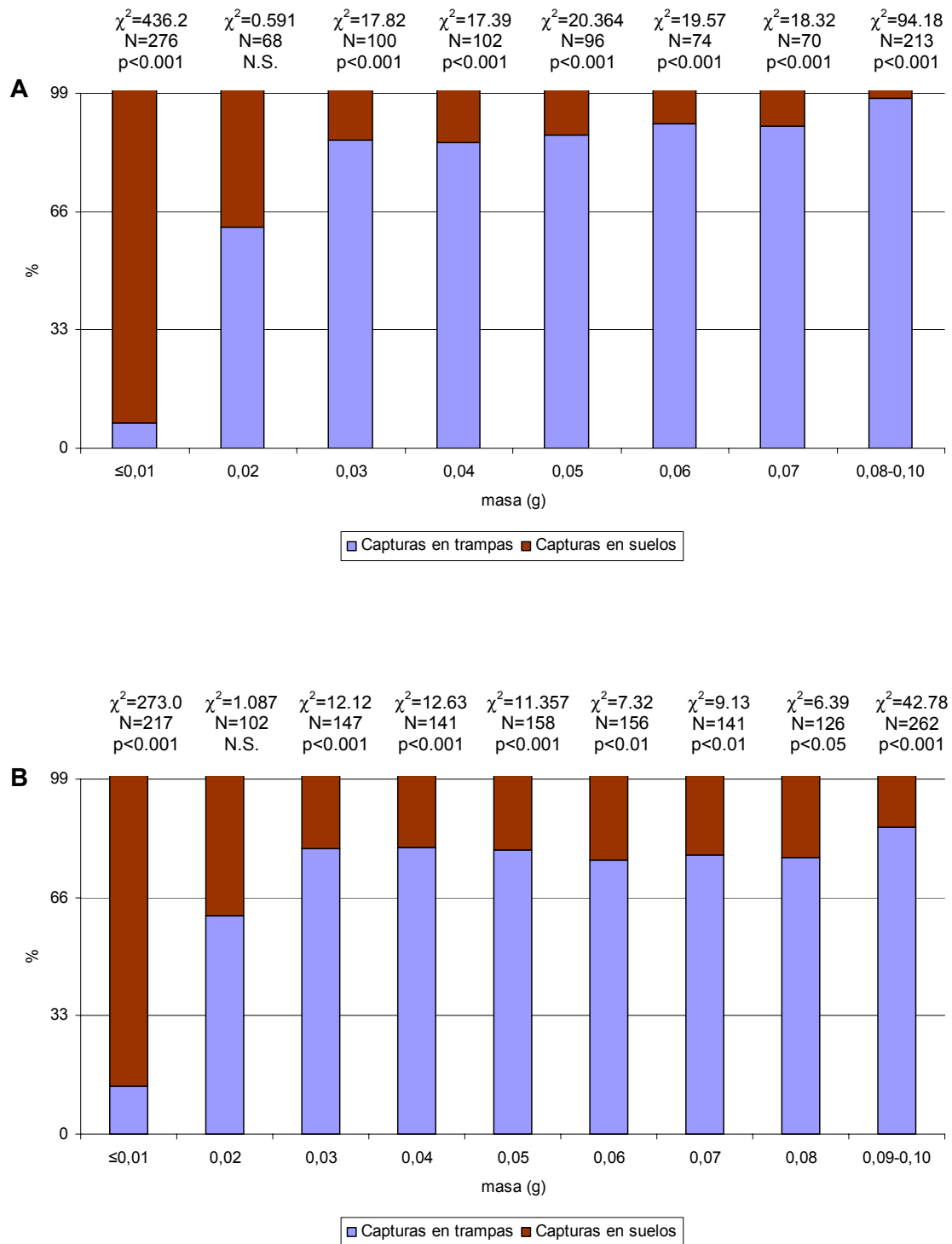


FIGURA 4.104: Porcentajes de capturas en trampas y en muestras de suelo de los individuos de la especie *D. panormitanum* comprendidos entre ≤0.01 y 0.10 g, en las localidades de Cambados (A) y de Santa Comba (B). Los valores de χ^2 contrastan la hipótesis nula de que las capturas realizadas se distribuyen según la relación $\frac{2}{3}$ en trampas y $\frac{1}{3}$ en suelos. N.S.= no significativo.

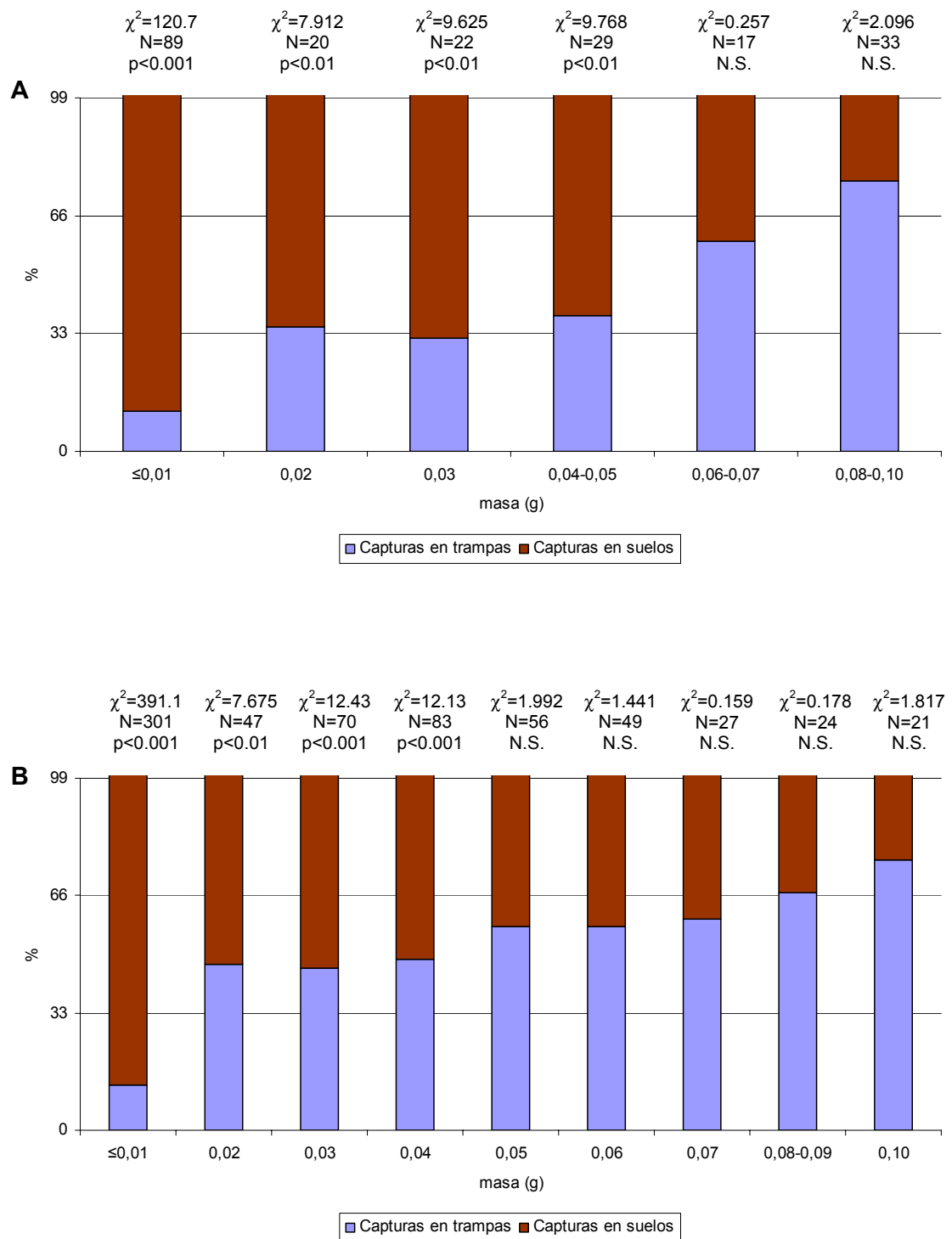


FIGURA 4.105: Porcentajes de capturas en trampas y en muestras de suelo de los individuos de la especie *A. intermedius* comprendidos entre ≤ 0.01 y 0.10 g, en las localidades de Monforte (A) y de Abadín (B). Los valores de χ^2 contrastan la hipótesis nula de que las capturas realizadas se distribuyen según la relación $\frac{2}{3}$ en trampas y $\frac{1}{3}$ en suelos. N.S.= no significativo.

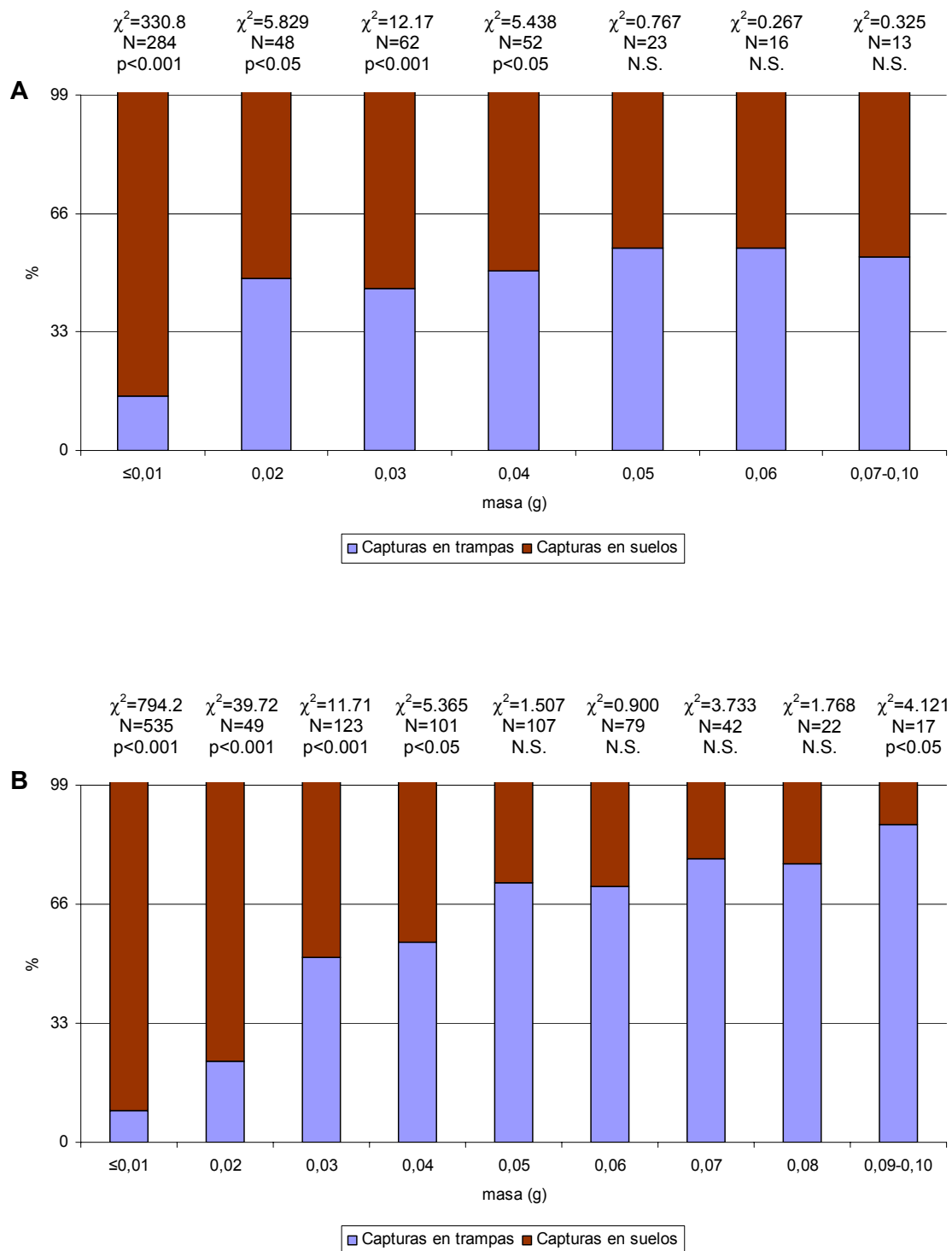


FIGURA 4.106: Porcentajes de capturas en trampas y en muestras de suelo de los individuos de la especie *A. intermedius* comprendidos entre ≤0.01 y 0.10 g, en las localidades de Cambados (A) y de Santa Comba (B). Los valores de χ^2 contrastan la hipótesis nula de que las capturas realizadas se distribuyen según la relación 2/3 en trampas y 1/3 en suelos. N.S.= no significativo.



4.4.- Discusión y conclusiones

Las babosas viven en el interior y en la superficie del suelo. Son animales de actividad fundamentalmente nocturna que, para pasar el período diurno de inactividad, buscan refugio en lugares en los que encuentren unas condiciones ambientales adecuadas, ya sea a nivel de la superficie, o en el suelo a cierta profundidad (South, 1992; Port y Port, 1986; Glen y Moens, 2002). Debido a ello, la cuantificación de los individuos existentes en muestras de suelo de tamaño conocido proporciona una medida inequívoca de su abundancia, expresable en forma de nº de individuos por unidad de superficie; por lo general, se admite que esa medida es independiente de la especie, del tamaño de los individuos y de su nivel de actividad.

Muchos autores coinciden en señalar que tanto las babosas como sus puestas se encuentran localizadas en la capa más superficial del suelo. Según South (1964), el 100% de los huevos y de las babosas de la especie *D. reticulatum*, y el 94% de los *A. intermedius* se encuentran en los 2 ó 3 cm más superficiales del suelo en praderas. En zonas cultivadas, en las que el suelo está menos compactado debido al laboreo periódico del terreno, Hunter (1966) encontró que el 83% de los individuos de la especie *D. reticulatum* estaban en los 7,5 cm superficiales, y un 6% aparecían a profundidades superiores a los 15 cm, mientras que Runham y Hunter (1970) encontraron que los 10 primeros centímetros del suelo contenían el 97% de las babosas de esta especie. Para South (1992), la toma de muestras de 10 cm de profundidad es suficiente para la cuantificación de poblaciones de babosas en la mayoría de los suelos; esa profundidad es la utilizada de forma más habitual por los investigadores, y fue la utilizada en el presente trabajo. No obstante, en condiciones ambientales extremas de frío, o de calor y aridez, las babosas pueden refugiarse más profundamente en el suelo, en busca de unas condiciones ambientales adecuadas. Según Marquet (1985), durante la mayor parte del año ninguna especie de babosa aparece por debajo de los 5 cm de profundidad, aunque en invierno observa ocasiones en las que hasta un 15% de los individuos puede aparecer a una profundidad de entre 10 y 20 cm. Evidentemente, la profundidad a la cual pueden introducirse las babosas está muy condicionada por la estructura del suelo, de modo que, incluso en suelos compactados, pueden introducirse a cierta profundidad en busca de un ambiente adecuado si disponen de espacios por los que desplazarse; en este sentido, Carpenter, Cherrett, Ford, Thomas y Evans (1985) observaron como las babosas pueden utilizar las galerías de las lombrices para introducirse profundamente en



suelos de praderas; Glen *et al.* (2005a), en un campo de colza tras la cosecha, encontraron que el nº de babosas a 10-20 cm de profundidad representaba hasta el 50% del nº encontrado a 0-10 cm, debido, según los autores, a que las babosas utilizaron los espacios dejados por las raíces muertas de la colza para introducirse profundamente en el suelo. La estructura del suelo ha sido relacionada con el daño ocasionado por las babosas a granos de trigo recién sembrados, por Glen, Milson y Wiltshire (1989), quienes encontraron una correlación significativa de signo negativo entre el porcentaje de granos dañados por babosas y el porcentaje de partículas finas del suelo, es decir, observaron que el porcentaje de daño a las semillas era menor en suelos más finos, y mayor en suelos con partículas más gruesas, entre las cuales pueden desplazarse las babosas con mayor facilidad.

Con respecto a la superficie de las muestras de suelo para estudios sobre poblaciones de babosas, South (1992) recomienda un tamaño de entre 0.05 y 0.1 m² por muestra. Algunos autores han empleado tamaños menores, como Warley (1970), que utilizó cuadros de 23 × 20 cm (0,046 m²), o Barker (1991), que utilizó muestras de 10 cm de diámetro (0,0078 m²). Sin embargo, en la mayoría de los casos, los investigadores utilizan muestras de suelo como las utilizadas en el presente trabajo, de 25 × 25 cm (0,0625 m²) (Bishop, 1981; Phillipson, 1983; Glen, Wiltshire y Milson, 1984, 1988; Wilson *et al.* 1994b; Bohan, Brain, Glen, Wiltshire y Hughes, 1997; Bohan, Glen, Wiltshire y Hughes, 2000; Glen *et al.*, 2003; Iglesias, Castillejo y Castro, 2003; Barrada, Iglesias y Castillejo, 2004; Archard, Bohan, Hughes y Wiltshire, 2004).

El principal inconveniente de la utilización de muestras de suelo como método de muestreo para la cuantificación de poblaciones de gasterópodos reside en el proceso de extracción de los mismos, el cual resulta, o bien muy laborioso en el caso de utilizar el lavado y tamizado de las muestras, o bien resulta un proceso muy lento, en el caso de utilizar la inundación progresiva de las muestras. El método de inundación progresiva desarrollado inicialmente por South (1964) contemplaba un período de inundación de 4-5 días; posteriormente, debido a la influencia del grupo de investigación en gasterópodos terrestres de la Estación de Investigación de Long Ashton (Departamento de Ciencias Agrarias, Universidad de Bristol), se convirtió en práctica habitual entre los investigadores realizar la extracción por inundación progresiva a lo largo de 7-10 días (Glen y Moens, 2002). No obstante, la necesidad de desarrollar métodos más rápidos y cómodos para evaluar el estado de las poblaciones en cultivos susceptibles al ataque de las babosas, ha motivado la búsqueda de formas de abreviar el proceso, y así Glen *et al.* (2005a) desarrollaron un método más rápido:



estos autores encontraron que la inundación progresiva a lo largo de 3 días, con el aumento del nivel de agua dos veces al día, y la colocación de alimento (trozos de nabo) en la superficie de la muestra para atraer a los gasterópodos, permitía extraer entre el 82% y el 98% de las babosas contenidas en las muestras de suelo, en comparación con la extracción por inundación progresiva a lo largo de 12 días, seguida de lavado y tamizado de las muestras. Estos resultados son similares a los obtenidos en el presente trabajo, aunque el método de extracción no es exactamente igual: en nuestro caso, el nivel de agua se estableció en un 50% de la altura de la muestra el mismo día de su recogida en el campo, se incrementó al 75% al cabo de 24 h, y al 100% al cabo de otras 24 h, dejando un período de 24 h más antes del último examen de las muestras para la recogida de los gasterópodos; además, en lugar de un trozo de comida, en nuestro caso se colocó sobre las muestras un refugio de plástico, que facilitó mucho la recogida de los individuos extraídos de la muestra de suelo; los resultados obtenidos tras 3 días de extracción, en comparación con los obtenidos tras 7 días de extracción, pusieron de manifiesto porcentajes de extracción de gasterópodos que oscilaron entre el 80.9% y el 100%.

A diferencia de las muestras suelo, que representan todo, o la mayor parte del universo en el que se mueven las babosas, las trampas utilizadas por los investigadores para obtener estimas de la abundancia de las poblaciones, simplemente proporcionan a las babosas refugios en los que pasar su período diario de reposo. Las trampas, si efectivamente proporcionan unas condiciones adecuadas a las babosas, pueden ejercer un efecto de atracción sobre ella y, por lo tanto, capturarán más individuos que los correspondientes a su superficie, por lo que no es correcto interpretar los resultados del trampeo en términos de densidad de población (Archard *et al.*, 2004). Por otro lado, la proporción de la población que es registrada en las trampas es desconocida (Young *et al.*, 1996; Hommay, Kienlen, Jacky y Gertz, 2003); a este respecto, Hommay (1994) encontró, en estudios realizados con poblaciones de tamaño conocido de la babosa *D. reticulatum*, que el porcentaje de individuos que registraba en las trampas con respecto a la población total era muy variable a lo largo del tiempo, pero en cualquier caso, las capturas en trampas rara vez superaban el 50% de la población real, y se situaban por debajo del 20% en la mayoría de las observaciones que realizó.

Se han señalado diversos factores que influyen en la utilización de las trampas por parte de las babosas. En primer lugar, diferentes especies presentan distintos grados de propensión a la utilización de las trampas de superficie en función de sus



hábitos (Hunter, 1968; South, 1992; Boag, 1982; McCoy, 1999), de modo que el trampeo suele proporcionar una sobrevaloración de la abundancia de las especies que pasan más tiempo en la superficie, y una infravaloración de aquellas que pasan más tiempo enterradas (Hunter, 1968; South, 1992; Archard *et al.*, 2004). Para una especie dada, la utilización de las trampas también está condicionada en gran medida por el material con el que estén construidas; Hommay (1994) y Young *et al.* (1996) compararon trampas de muy diversos tipos (elaboradas con distintos tipos de tejidos, plásticos, cerámicas, maderas, etc.) en comunidades de babosas dominadas por *D. reticulatum*, y encontraron grandes diferencias entre ellas con respecto al nº de capturas; ambos autores coinciden en los criterios que deben satisfacer las trampas, señalando que deben de ser resistentes para su utilización en el campo, fáciles de encontrar durante los muestreos, y deben proporcionar a las babosas unas condiciones adecuadas de temperatura y humedad; sin embargo, difieren en el tipo de trampa que recomiendan; Hommay (1994) recomienda trampas construidas con un tejido imputrescible cuya función es la de absorber agua y retener la humedad, recubierto en su cara superior por un plástico plateado cuya función es la de reflejar los rayos solares y reducir el calentamiento, y recubierto por su cara inferior de un plástico negro microperforado; este diseño sería el adoptado posteriormente por la empresa Bayer en las trampas que comercializa para la monitorización de poblaciones de babosas: Young *et al.* (1996), por su parte, encontraron que las trampas Bayer proporcionan efectivamente un elevado nº de capturas de *D. reticulatum*, pero que no es significativamente diferente del nº de capturas que se obtiene utilizando trozos de aglomerado de madera del mismo tamaño, por lo que los recomiendan debido a su menor coste económico. Las trampas utilizadas en el presente trabajo no han sido comparadas directamente con otros tipos, pero su diseño y características son muy similares a las trampas propuestas por Hommay (1994) o a las trampas Bayer. Su tamaño, de 50 × 40 cm, es comparable al de 50 × 50 cm de las trampas recomendadas por Hommay, y al de las trampas Bayer (46 × 44 cm, 50 × 50 cm), siendo ambos tipos de uso habitual entre los investigadores (Voss, Hoppe y Ulber, 1998; Glen *et al.*, 1993, 2005; Chabert, Gripon, Boulin y Fonlupt, 2003). Las trampas de la empresa Lonza, de dimensiones más reducidas (24 × 24 cm), también han sido utilizadas por algunos investigadores (Archard *et al.*, 2004). Para un mismo tipo de trampas, la utilización de dimensiones más reducidas ha sido asociada a ventajas relacionadas con la facilidad de manipulación, o de colocación en el campo cuando se muestrea en cultivos, pero no se han señalado ventajas o inconvenientes con relación al nº de capturas, en función del tamaño de las trampas, siendo el nº medio de capturas proporcional a la superficie de la trampa (Hommay, 1994, Glen *et al.*, 2005b).



La presencia de alimento bajo las trampas, ya sea algún tipo de cebo no tóxico proporcionado por los investigadores, o vegetación que pueda ser consumida por las babosas, puede incrementar el nº de capturas obtenidas (Young *et al.*, 1996), pero al mismo tiempo ejerce un efecto perturbador de la actividad normal de los individuos en el sentido de que, si las babosas encuentran en el mismo lugar refugio y alimento, su actividad se reduce notablemente (Rollo, 1991; Hommay, Lorvelec y Jacky, 1998); este efecto es todavía mucho más marcado cuando bajo las trampas se colocan cebos molusquicidas, los cuales pueden aumentar mucho el nº de capturas debido a su efecto tóxico o paralizante sobre las babosas (Hommay, Lorvelec y Jacky, 1998; Voss, Hoppe y Ulber, 1998); en este sentido, Glen *et al.* (2003) encontraron una estrecha correlación entre el nº de capturas de *D. reticulatum* en trampas cebadas con pienso de gallinas ponedoras y dejadas tan sólo una noche en el campo, y el nº de capturas registradas en trampas dejadas en el campo durante tres noches y cebadas con molusquicidas; aunque las capturas obtenidas en las trampas con cebo molusquicida fueron superiores, esta correlación indica que la presencia de cebo bajo las trampas, sea tóxico o no, tiene el mismo tipo de efecto sobre el nº de capturas. En el presente trabajo no se utilizó ningún tipo de cebo bajo las trampas, y su larga permanencia en el mismo lugar determinó que no existiese tampoco vegetación que los gasterópodos pudiesen utilizar como alimento: pese a ello, a la vista de los resultados obtenidos, puede afirmarse que el grado de utilización de las trampas por parte de las babosas fue muy elevado.

Para estudios como este, de varios años de duración, la utilización de trampas colocadas permanentemente en la misma posición tiene ventajas evidentes desde el punto de vista de la reducción del esfuerzo de muestreo, también para el estudio de la variación de la distribución espacial a lo largo del tiempo, y permite la comparación entre localidades dado que el nº de trampas y periodicidad de los muestreos fue idéntico. Boag (1982) y Boag y Wishart (1982) estudiaron las poblaciones de gasterópodos terrestres en praderas de montaña utilizando trampas de madera y de cartón de 30 × 30 cm, mantenidas en la misma posición a lo largo de 3 años y examinadas semanalmente. Prezio *et al.* (1999) estimaron la abundancia de gasterópodos en plantaciones de píceas utilizando trampas de cartón de 0.85 m² colocadas en la misma posición durante 8 meses. Severns (2006) estudió la dinámica de poblaciones de diversas especies de gasterópodos en praderas sometidas a inundaciones periódicas, utilizando trampas de madera de 60 × 60 cm mantenidas en la misma posición durante de 3 años sucesivos y revisadas cada 10 días. Podría argumentarse que la propia presencia de las trampas durante períodos de tiempo



prolongados, que implica un incremento notable de la disponibilidad de refugios, supone una modificación del hábitat que podría alterar la distribución y la abundancia de las poblaciones (Glen, Wiltshire y Milson, 1984, 1988). A este respecto, en el presente trabajo, el nº de capturas de gasterópodos obtenidas en las muestras de suelo habituales, tomadas en las zonas ocupadas por las trampas, y el nº de capturas obtenidas en muestras de suelo extra, tomadas a una distancia de 10 m de esa zona, fueron similares en general; de hecho, aunque las diferencias no resultaron significativas en ningún caso, las capturas de *D. reticulatum* en tres de las cuatro localidades fueron mayores en las muestras de suelo extra, correspondientes a zonas no alteradas por la investigación, que en las muestras de suelo habituales tomadas en las zonas alteradas, y lo mismo ocurrió en el caso de *D. laeve* en la localidad de Monforte, mientras que por el contrario, las capturas de *D. panormitanum* fueron mayores en las muestras de suelo de las zonas alteradas; las únicas diferencias significativas entre estos dos tipos de muestras de suelo se obtuvieron con respecto a *A. intermedius* en una única localidad (Abadín), en la que las capturas fueron mayores en las muestras de suelo de la zona alterada: para esta especie, en otras dos localidades se obtuvieron también mayores capturas en las muestras de suelo de la zona alterada, pero en una localidad (Cambados), las capturas fueron mayores en las muestras de suelo de la zona no alterada. A la vista de los datos que proporciona la bibliografía sobre la capacidad de desplazamiento de las babosas, una distancia de 10 m entre las zonas en las que se tomaron ambos tipos de muestra parece suficiente para garantizar el atributo de “zonas no alteradas por la investigación” para aquellas en las que se tomaron las muestras de suelo extra; Pinder (1969) y Hogan (1985) (citados por Bailey, 2002), en estudios de marcaje y recaptura, observaron que individuos de la especie *D. reticulatum* no presentan movimiento neto después de una fase inicial de dispersión de 2-3 m de distancia a partir del punto de liberación; según Bailey (1989), la distancia que recorren los individuos de esta especie dentro de su radio de acción es de 4.6 ± 3.1 m por noche, y de 3.9 ± 1.9 según Hommay (1994). Esto, junto con el hecho de que la comparación entre el nº de capturas obtenidas en muestras de suelo de las zonas alteradas por la investigación y muestras de suelo de zonas no alteradas, se realizase durante los últimos 7 meses de muestreo, cuando las trampas llevaban ya 24 meses colocadas en las parcelas, nos lleva a concluir que la alteración producida en las zonas ocupadas por las trampas no tuvo un efecto significativo sobre, al menos, la abundancia de las poblaciones.

La utilización de trampas permanentes no resulta practicable en todas las investigaciones, ya que en zonas de cultivo suponen una molestia de cara a



operaciones realizadas con maquinaria (preparación del terreno, aplicación de tratamientos, cosecha, etc). Debido a ello, en muchos trabajos sobre plagas de gasterópodos que han sido realizados utilizando trampas en cultivos, la permanencia de las trampas en las parcelas fue de 1 a 3 días (Glen y Moens, 2002; Hommay *et al.*, 2003; Archard *et al.*, 2004; Glen *et al.*, 2005b), aunque también hay estudios con una permanencia de las trampas de una o varias semanas (Voss, Hoppe y Ulber, 1998; Young *et al.*, 1996). A este respecto, Hommay *et al.* (2003) señalan que no encuentran diferencias significativas en el nº de capturas de babosas que se registran en trampas no cebadas, a lo largo de tres días consecutivos en los que las trampas se mantuvieron en el mismo lugar; Young *et al.* (1996), tras examinar diariamente distintos tipos de trampas mantenidas en el mismo lugar durante períodos de 1 a 3 semanas, sí observan una gran variación en el nº diario de capturas, pero no encuentran ningún tipo relación entre la permanencia de las trampas y el nº diario de capturas. Por nuestra parte, la comparación de las capturas obtenidas en trampas con más de 24 meses de permanencia en la misma posición y las obtenidas en trampas con una permanencia en la misma posición de entre 4 y 5 semanas, no reveló la existencia de diferencias entre unas y otras con respecto al nº de capturas, para ninguna de las especies ni localidades, lo que nos lleva a descartar un posible efecto de la permanencia de las trampas sobre el nº de capturas. Sí conviene señalar, como una ventaja más de la utilización de trampas permanentes, que la ausencia de vegetación bajo las trampas facilita mucho los muestreos en comparación con las trampas no permanentes, en las que el examen de la vegetación en busca de gasterópodos requiere mucho más tiempo.

La presencia bajo las trampas de nidos o galerías de roedores, así como la de hormigueros, es un factor ligado a su prolongada permanencia en el mismo punto; aunque no se trate de depredadores de gasterópodos, la actividad de los mamíferos o de los insectos bajo las trampas podría afectar a su utilización por parte de las babosas y caracoles, y por lo tanto al nº de capturas registradas. Este tipo de alteraciones bajo las trampas ha sido observado previamente por Severns (2006), quien mantuvo trampas permanentes durante 3 años; este autor observó una estrecha asociación entre algunos caracoles como *Monadenia fidelis* (J.E. Gray, 1834) y los túneles excavados por pequeños mamíferos, señalando que los caracoles aparecían frecuentemente dentro de la boca de los túneles; nosotros también observamos con cierta frecuencia grupos de babosas (sobre todo *D. reticulatum* y *D. panormitanum*) en la entrada de túneles excavados bajo las trampas, especialmente en días muy calurosos; este comportamiento parece asociado con la búsqueda de una temperatura



más fresca que la existente inmediatamente debajo de la trampa, aunque no disponemos de ningún dato que avale esa interpretación; en cualquier caso, en tres de las cuatro localidades, el nº de capturas de gasterópodos fue similar en las trampas bajo las cuales había evidencias de actividad de roedores y en las trampas sin actividad de roedores; sólo se obtuvieron diferencias significativas a este respecto en la localidad de Santa Comba, en la que el nº de capturas fue mayor en las trampas sin actividad de roedores.

Con respecto a los hormigueros, Severns (2006) señala una asociación entre éstos y *D. laeve*; en nuestro caso, sin embargo, la única localidad en la que se obtuvieron diferencias significativas entre el nº de capturas realizadas en trampas con hormigueros y sin hormigueros fue Monforte, precisamente la única en la que estaba presente, y era abundante, *D. laeve*, y el nº de capturas de gasterópodos fue mayor en las trampas en las que no había hormigueros; la discrepancia entre las observaciones de este autor y las nuestras puede deberse a que nosotros sólo contabilizamos los hormigueros en aquellas ocasiones en las que observamos a las hormigas activas en la superficie, lo cual ocurrió entre los meses de abril y octubre, mientras que Severns (2006) señala que la asociación que observa se debe fundamentalmente a que en invierno, cuando las hormigas no están activas fuera del hormiguero, *D. laeve* se alimenta de los desperdicios producidos por las colonias de hormigas.

Otra alteración observada frecuentemente bajo las trampas, especialmente en la localidad de Monforte, fue el encharcamiento, que no puede asociarse a la prolongada permanencia de las trampas en el mismo lugar sino a características propias del terreno, como la pendiente y la permeabilidad del suelo. Plum (2005) realizó una extensa revisión de la información publicada acerca de los efectos que tiene la inundación sobre las comunidades de la macrofauna del suelo de praderas, incluyendo lumbrícidos, enquitreidos, gasterópodos, isópodos, quilópodos, diplópodos y larvas de insectos; esta autora concluye que, en el caso de praderas sometidas a inundaciones moderadas y regulares (estacionales), todos los grupos ven reducida transitoriamente su abundancia y diversidad a consecuencia de la inundación, excepto los gasterópodos. Severns (2006) observó que, en general, la abundancia de gasterópodos capturados en trampas estaba relacionada positivamente con la precipitación y el nivel de encharcamiento de la pradera, aunque también señala que algunas especies, como *D. laeve*, aparecían con mayor frecuencia en trampas encharcadas, mientras que otras como *D. reticulatum*, *A. ater* o *C. lubrica* lo hacían en trampas no encharcadas; en nuestro caso no realizamos un análisis por especies,



pero en la localidad de Monforte se obtuvieron diferencias significativas con respecto al n° de capturas de gasterópodos en trampas bajo las cuales había encharcamiento y en trampas sin encharcamiento de agua, con un mayor n° de capturas en las trampas encharcadas; esto podría deberse a la influencia de *D. laeve* en el total de gasterópodos, ya que en esta localidad era la segunda especie más abundante.

Otro factor que ha sido citado como determinante de la utilización de las trampas por parte de las babosas es la abundancia de refugios alternativos, los cuales pueden estar representados por la propia vegetación del entorno de las trampas, o por la estructura del suelo, y que compiten con el refugio ofrecido por las trampas haciendo que disminuya el n° de capturas por trampa (Hommay *et al.*, 2003); en todo caso, la disponibilidad de refugios alternativos a las trampas es una característica ligada a la zona de estudio en la que se desarrolla cada investigación.

Un aspecto que ha sido señalado por varios autores con respecto a la utilización de trampas para el estudio de las poblaciones de gasterópodos terrestres es que éstas, en comparación con las muestras de suelo, infraestiman el n° de babosas de pequeño tamaño (Glen y Wiltshire, 1986; Clements y Murray 1991; Archard *et al.*, 2004; Glen *et al.*, 2005ab). Nuestros resultados coinciden con esa afirmación en cuanto a que el n° de capturas que obtuvimos de individuos de tamaño ≤ 0.01 g fue mayor en las muestras de suelo que en las trampas, para todas las especies y localidades; por el contrario, el n° de capturas de individuos de mayor tamaño fue siempre más elevado en trampas para las tres especies del género *Deroceras*; para *A. intermedius*, el n° de capturas de individuos de tamaño > 0.01 g fue similar en trampas y en suelos en la mayoría de los casos, y en aquellos casos en que fueron diferentes, se registraron mayores capturas en las trampas.

Es de destacar que Archard *et al.* (2004) y Glen *et al.* (2005ab) refieren que las trampas infraestiman el n° de babosas de tamaño ≤ 0.1 g. En nuestro caso, sin embargo, al analizar las capturas de individuos de ese tamaño, los resultados no son tan consistentes: así, para *D. laeve* y *A. intermedius* las capturas en trampas de individuos de tamaño ≤ 0.1 g fueron, efectivamente, menores de lo esperado, pero para *D. panormitanum* las capturas de individuos de tamaño ≤ 0.1 g respondieron a la relación esperada por el n° de muestras de cada tipo; con respecto a *D. reticulatum*, el n° de capturas en trampas de individuos de tamaño ≤ 0.1 g fue menor de lo esperado en sólo una de las localidades (Monforte), mientras que en las otras tres localidades



las capturas de estos individuos se ajustaron a la relación esperada. En definitiva, nuestros resultados avalan sólo parcialmente la afirmación de que las trampas infraestiman a los individuos de tamaño ≤ 0.1 g.

Un análisis más detallado de la relación existente entre el tamaño de las babosas y su abundancia en trampas y en suelos reveló que los individuos de tamaño ≤ 0.01 g están siempre poco representados en las trampas, independientemente de la especie, mientras que para tamaños mayores existen diferencias entre especies: los *D. reticulatum* y *D. laeve* de tamaño comprendido entre 0.02 g y 0.04-0.05 g están igualmente representados en las trampas y las muestras de suelo, al igual que los *D. panormitanum* de 0.02 g; con respecto a *A. intermedius*, los individuos que aparecen poco representados en las trampas son los de tamaño ≤ 0.04 g, mientras que los de 0.05-0.1 g están, por lo general, igualmente representados en trampas y muestras de suelo. De estos resultados se desprende que la afirmación de que las trampas infraestiman a los individuos de tamaño ≤ 0.1 g es una generalización cuya validez dependerá de la abundancia relativa de individuos pertenecientes a las distintas clases de tamaño. Del mismo modo, el nº de capturas totales en trampas estará condicionado en gran medida por la estructura de la población.

El bajo nº de capturas de babosas de pequeño tamaño que se obtiene en las trampas podría ser debido a que estos individuos realmente utilizan las trampas en menor medida que las babosas de mayor tamaño, o también podría ser debido a errores de observación, ya que cuanto más pequeñas son las babosas mayor es la probabilidad de pasarlas por alto en los conteos. Howlett, Port y Craig (2005), quienes realizaron un estudio sobre la utilización de trampas por parte de individuos grandes (>0.5 g) y pequeños (<0.1 g) de la especie *D. reticulatum*, no encontraron ninguna diferencia entre ambos tipos de babosas con respecto al uso que hacen de las trampas, por lo que concluyen que el error de observación es la causa más probable del bajo nº de capturas de babosas de pequeño tamaño que se obtiene en las trampas en estudios de campo. No obstante, existen evidencias de que las babosas más pequeñas tienen una menor capacidad de desplazamiento (y por lo tanto menores probabilidades de encontrar y utilizar las trampas) y una mayor tendencia a refugiarse en el suelo o entre la vegetación (Glen y Whiltshire, 1986), lo cual podría implicar una menor utilización de las trampas; en este sentido, es de destacar que en el trabajo de Howlett, Port y Craig (2005) las zonas en las que estaban confinadas las babosas eran de tamaño reducido (0.20 m^2), lo cual podría haber facilitado que las babosas, tanto



las grandes como las pequeñas, encontraran y utilizaran las trampas, y por otro lado, el suelo sobre el que se desplazaban había sido tamizado y apisonado, lo cual podría haber dificultado (Glen, Milson y Wiltshire, 1989) que las babosas se introdujesen en él como alternativa al uso de las trampas. Con respecto a nuestros datos, el hecho de que los individuos de tamaño ≤ 0.01 g de todas las especies aparecieron poco representados en las trampas, mientras que para tamaños mayores se dieron diferencias entre especies, es un argumento a favor del error de observación como causa del bajo n° de capturas de babosas pequeñas en las trampas. No obstante, nos inclinamos a pensar que ambas razones, error de observación y menor utilización de las trampas por parte de las babosas más pequeñas, contribuyen a explicar los resultados obtenidos.

Otra faceta de la relación entre el tamaño de las babosas y los métodos de muestreo es que, en general, los individuos que son registrados en trampas son de mayor tamaño que los que son registrados en muestras de suelo, lo cual ha sido señalado previamente por Glen y Wiltshire (1986) y por Archard *et al.* (2004). Nuestros datos coinciden con las observaciones de estos autores: para las tres especies del género *Deroceras* y todas las localidades, el tamaño medio de los individuos capturados en trampas fue mayor que el de los individuos capturados en muestras de suelo; para *A. intermedius*, en algunas de las comparaciones realizadas el tamaño medio de los individuos capturados en trampas y en muestras de suelo fue similar, pero en aquellas ocasiones en las que fue diferente, los individuos capturados en trampas siempre presentaron un mayor tamaño medio que los capturados en suelos. Parece lógico pensar que cuanto menor sea el tamaño del individuo, más facilidad tendrá para introducirse a través de los espacios del suelo y utilizarlo como refugio, lo cual podría explicar el mayor tamaño de los individuos capturados en trampas, con relación al tamaño de los capturados en suelos.

La principal ventaja de los métodos de muestreo relativos, como las trampas, frente a métodos absolutos como el estudio de muestras de suelo de tamaño conocido, es que su utilización es mucho menos laboriosa. Sin embargo, los métodos relativos tienen el inconveniente de que las estimas que proporcionan dependen tanto de la abundancia como del nivel de actividad de los gasterópodos, por lo que pueden conducir a estimas de la abundancia poco reales bajo condiciones ambientales desfavorables para la actividad de estos moluscos (Getz, 1959; Hunter, 1968; South, 1992; Hommay, Lorvelec y Jacky, 1998). Debido a ello, si el interés del muestreo es solamente evaluar la abundancia de las poblaciones, este debería efectuarse bajo



unas condiciones ambientales adecuadas para la actividad (Hommay *et al.*, 2003; Glen *et al.*, 2005ab), ya que las estimas de abundancia obtenidas con la utilización de trampas serán tanto más exactas cuanto mayor sea la proporción de la población que está activa, y que por lo tanto puede ser registrada. Con todo, es interesante determinar si existe alguna relación entre las estimas de abundancia que reflejan las trampas y los valores (reales) de abundancia que se obtienen por medio del estudio de muestra de suelo. Voss, Hoppe y Ulber (1998) relacionaron la abundancia de babosas obtenida en trampas y la obtenida con DATs (trampas de área definida, un método de muestreo absoluto) en un estudio realizado a lo largo de 2 años en cultivos de colza, de maíz y de cebada, y encontraron que las capturas realizadas con ambos métodos estaban correlacionadas en muchos casos, aunque concluyeron que las estimas de abundancia obtenidas con trampas no son suficientemente exactas como para inferir la abundancia real. Los resultados obtenidos en el presente trabajo conducen a la misma conclusión: en muchos casos los datos de la abundancia proporcionados por las trampas mostraron una correlación significativa con los proporcionados por las muestras de suelo, tanto en términos de nº de capturas como en términos de biomasa capturada, pero los valores de los coeficientes de determinación (R^2) presentaron un amplio rango de variación y fueron, en general, bastante bajos, lo que significa que los valores de abundancia proporcionados por las trampas sólo permiten explicar un bajo porcentaje de la variación que existe en la abundancia real de las poblaciones. Al igual que los coeficientes de determinación, las pendientes de las rectas de regresión mostraron también valores muy variables, aunque el hecho de que siempre fueron positivas (con la única excepción de la relación del nº de capturas de *D. laeve* en trampas y en suelos de la localidad de Monforte, que no fue significativa) indica que, al menos, las trampas son sensibles a los cambios que se producen en la abundancia real de las poblaciones y pueden proporcionar información sobre el sentido en el que se producen las variaciones de abundancia. Nuestros datos también indican que las mismas conclusiones que se pueden extraer para la abundancia, se pueden aplicar a la información que proporcionan las trampas sobre la estructura de la población (masa media de los individuos capturados), es decir, el trampeo puede reflejar si se producen cambios a lo largo del tiempo en la masa media de los individuos de la población y señalar el sentido en el que se producen esos cambios, pero carece de exactitud suficiente como para extrapolar los datos que proporciona a la población real.

Pese a las limitaciones que presenta la utilización de trampas en la evaluación de poblaciones de gasterópodos terrestres, se han convertido en una herramienta de uso habitual entre los investigadores que trabajan en el ámbito del control de plagas



(Glen y Moens, 2002; Nash, Thomson y Hoffman, 2007). Así, se han establecido ya algunas relaciones bastante precisas entre el nº de capturas de babosas en trampas y el nivel de daño sufrido por los cultivos; Glen *et al.* (1993; 2003), para cultivos de trigo de invierno en el Reino Unido, recomiendan realizar evaluaciones de las poblaciones de babosas antes de la siembra, e indican que una media de capturas de 4-5 babosas por trampa, en trampas dejadas durante 1-3 noches en la zona a sembrar en días en los que las condiciones ambientales sean adecuadas para la actividad de las babosas, conlleva una elevada probabilidad de que más del 10% de los granos sembrados sean destruidos por las babosas, lo que se interpreta como un daño económico significativo; Chabert *et al.* (2003) encuentran correlaciones significativas y con elevados coeficientes de determinación (83%) entre las capturas en trampas y el nº de plántulas dañadas en cultivos de colza en Francia; Nash, Thomson y Hoffman (2007), para cultivos de colza en Australia, señalan que una media de capturas de 1 babosa por trampa, está asociada a una reducción significativa del nº de plántulas. De estos trabajos se desprende la extraordinaria importancia que tiene la estandarización de la forma de muestrear para poder extraer información práctica del trampeo, como por ejemplo establecer umbrales de riesgo de daños a partir de la información que proporcionan las trampas, y al mismo tiempo que esa información sea comparable entre diferentes estudios; dicha estandarización hace referencia a todos los aspectos del muestreo, desde la época del año en que conviene efectuarlo en función de cultivo del que se trate y la zona geográfica, hasta el nº y tipo de trampas, su tamaño, su permanencia, la utilización o no de cebo, el tipo de cebo, e incluso las condiciones ambientales óptimas para realizar el trampeo. Un buen ejemplo de la falta de estandarización existente en este campo es que, por ejemplo, Glen *et al.* (1993, 2003) utilizaron como trampas platos invertidos, de terracota, de 18-25 cm de diámetro, y cebados con cebos molusquicidas y con pienso de gallinas ponedoras, mientras que Chabert *et al.* (2003) utilizaron trampas Bayer no cebadas, y Nash, Thomson y Hoffman (2007) emplearon baldosas de cerámica de 30×30 cm, sin cebo.



Conclusiones

- Los dos tipos de unidades de muestra utilizadas en el presente trabajo, las muestras de suelo y las trampas, son de uso habitual en investigación dentro del ámbito de las plagas de gasterópodos terrestres, y sus características particulares son comparables a las de las utilizadas por otros investigadores.
- Existen diferencias entre especies con respecto a la utilización de las trampas.
- Existen diferencias intraespecíficas, en función del tamaño corporal, con respecto a la utilización de las trampas.
- Las trampas proporcionan una infravaloración de la abundancia de las babosas más pequeñas, existiendo diferencias entre especies con respecto a los rangos de tamaño que son infravalorados.
- Las trampas proporcionan una sobrevaloración del tamaño medio de los individuos.
- La información que proporcionan las trampas sobre la abundancia y la estructura de las poblaciones de babosas tiene una exactitud limitada y debe interpretarse con precaución.
- Las muestras de suelo y las trampas proporcionan información complementaria y relevante para el estudio de la abundancia, estructura de poblaciones y actividad de las babosas.

5. VARIACIÓN TEMPORAL DE LA ABUNDANCIA Y ESTRUCTURA DE POBLACIÓN DE LAS PRINCIPALES ESPECIES



5.1.- Introducción y objetivos

A diferencia de la mayoría de los artrópodos causantes de plagas, las especies de gasterópodos terrestres con mayor importancia agronómica se caracterizan por la elevada flexibilidad de sus ciclos biológicos (Haynes, Rushton y Port, 1996; Barker, 1999). Las condiciones meteorológicas que prevalecen en cada localidad, así como su variación temporal, tienen efectos determinantes sobre la abundancia de las poblaciones, de modo que para una misma especie pueden darse diferencias notables de abundancia entre localidades relativamente próximas y, para una misma localidad, entre años diferentes (Barker, 2002; Willis, Bohan, Choi y Semenov, 2003). A pesar de esta flexibilidad, la fenología de las poblaciones está determinada fundamentalmente por el clima y así, por ejemplo, en poblaciones europeas de *D. reticulatum*, se ha señalado la existencia de una gradiente latitudinal en la época del año en la que se observan los mayores tamaños de población y se concentra la actividad reproductora (Barrada, Iglesias y Castillejo, 2004). En Galicia, la dinámica de poblaciones de *D. reticulatum* y *A. intermedius* ha sido estudiada en una única localidad (Barrada, Iglesias y Castillejo, 2004), por lo que el objetivo de esta parte de la investigación era el de obtener información sobre la variación temporal de la abundancia y la estructura de población de estas y otras especies de babosas en un mayor nº de localidades, pertenecientes a zonas de Galicia con diferentes características climáticas.

5.2.- Tratamiento y análisis de datos

El estudio de la abundancia y estructura de las poblaciones se realizó a partir de todos los datos disponibles, es decir, a partir de las capturas obtenidas en las muestras de suelo y en las trampas, y se utilizaron las mismas 3 clases de tamaño de los individuos, en función de su masa corporal (m), que las utilizadas para la caracterización de los métodos de muestreo ($m \leq 0.01$ g; $0.01 < m \leq 0.2$ g; $m > 0.2$ g).

Para cada especie y localidad se determinó el nº de capturas y su distribución por clases de tamaño en cada uno de los dos años de estudio y en cada ocasión de muestreo, el nº medio de capturas y su rango de variación a lo largo del período de estudio, las ocasiones en las que el nº de capturas fue superior o inferior a la media, y las ocasiones en las que se capturaron individuos pertenecientes a la clase de tamaño más pequeña ($m \leq 0.01$ g). Las ocasiones en las que el nº de capturas fue superior a



la media de capturas se consideraron como de abundancia elevada, y aquellas en las que el nº medio de capturas fue inferior a la media se consideraron como de abundancia reducida.

5.3.- Resultados

5.3.1.- Zona de Monforte

La temperatura media registrada *in situ* en la parcela de estudio fue de 13.1 ± 6.2 °C, mientras que la registrada en la estación meteorológica más próxima fue de 12.7 ± 5.3 °C; con respecto al % de humedad relativa, el valor medio registrado *in situ* fue de $81.4 \pm 8.9\%$, y el registrado en la estación meteorológica fue de $72.4 \pm 6.1\%$; en definitiva, con respecto a los valores registrados en la estación meteorológica, ambas variables registradas *in situ* mostraron una mayor variabilidad, la temperatura *in situ* presentó por término medio una diferencia de $+0.4$ °C y la humedad relativa una diferencia de $+9\%$ (FIGURA 5.1). La FIGURA 5.2 muestra la variación de los valores medios mensuales de temperatura, humedad relativa y precipitación que se registraron en la zona de Monforte a lo largo del período de estudio.

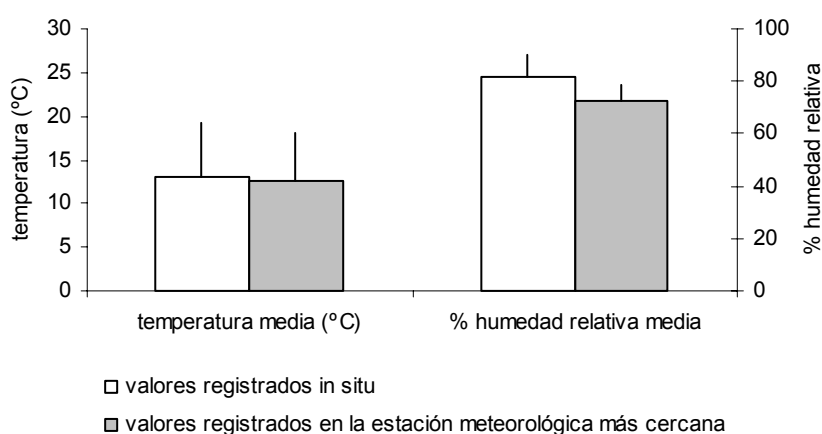


FIGURA 5.1: Medias y desviaciones típicas de los valores de temperatura y % de humedad relativa del aire registrados *in situ* en la parcela de estudio de Monforte, y en la estación meteorológica más cercana.

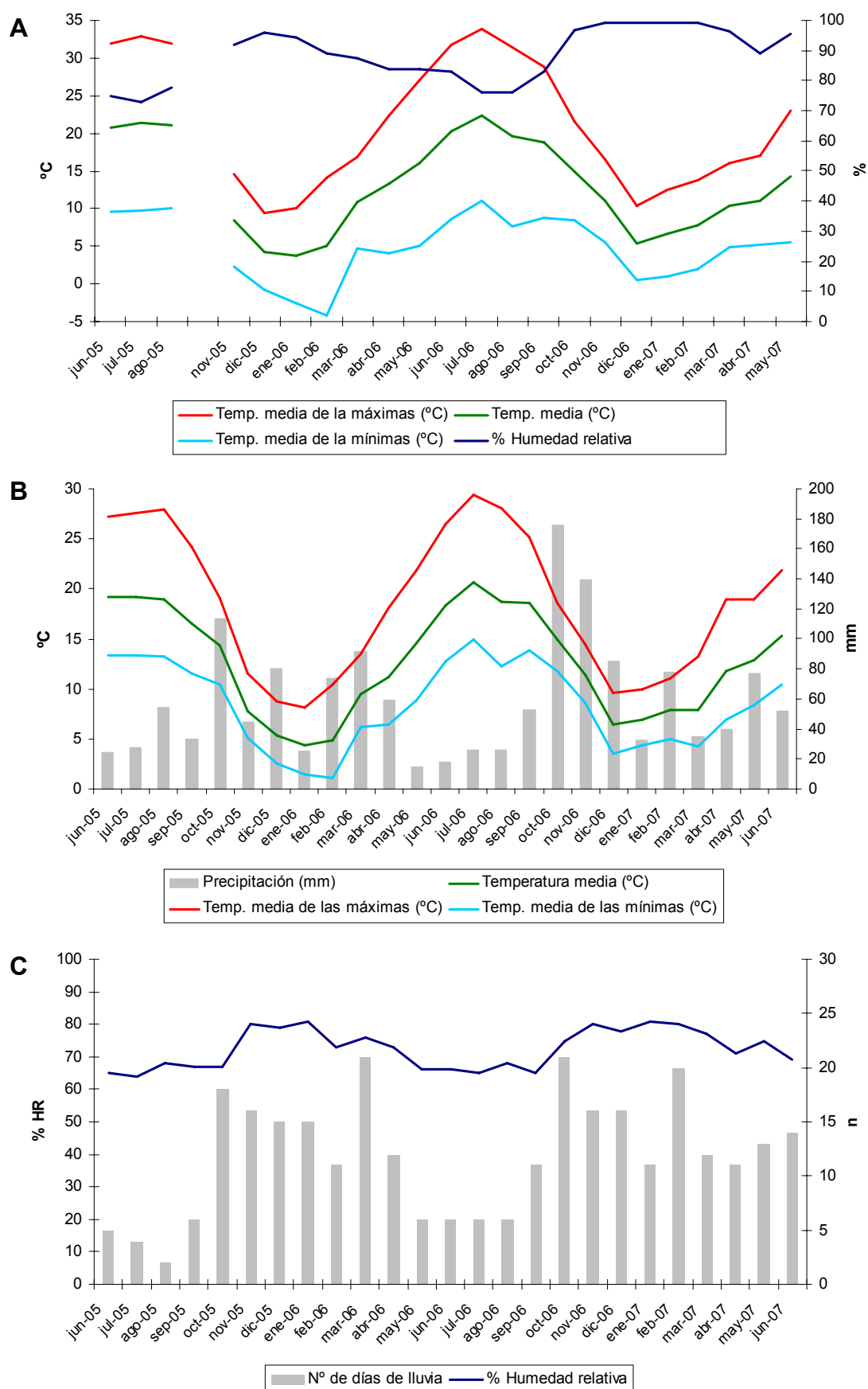


FIGURA 5.2: Medias mensuales de diferentes variables ambientales en la zona de Monforte, registradas en la parcela de estudio (A) y en la estación meteorológica más cercana (B y C).

***Deroceras reticulatum***

De las 4875 capturas de *D. reticulatum* que se registraron en la localidad de Monforte, el 44.4% correspondieron al primer año de muestreos y el 55.6% al segundo año. La distribución de las capturas por clases de tamaño fue similar en los dos años de estudio, registrándose en el 2º año un ligero aumento de las capturas de los individuos de tamaño >0.2 g, y una disminución de las capturas de los individuos de tamaño menor (FIGURA 5.3).

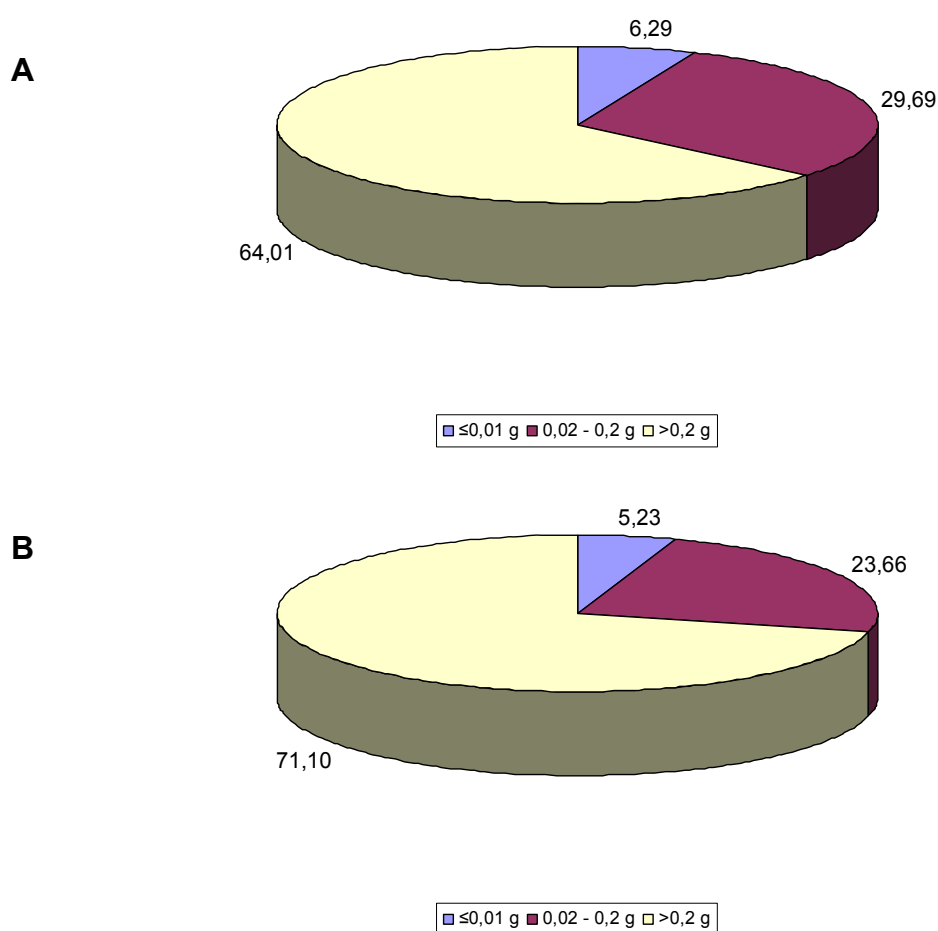


FIGURA 5.3: Distribución por clases de tamaño de los *D. reticulatum* capturados en la localidad de Monforte durante el primer (A) y segundo (B) año de estudio.



El nº de capturas por muestreo osciló entre un mínimo de 10, en julio de 2006, y un máximo de 705, en abril de 2007, con una media de 187.5 capturas por muestreo. En cada uno de los dos años de estudio, el nº de capturas fue superior a la media en el período enero-mayo. Individuos de tamaño ≤ 0.01 g se registraron en todas las ocasiones de muestreo excepto en julio y agosto de 2005, y a principios de agosto de 2006, y su mayor abundancia se obtuvo en los muestreos realizados a finales de la primavera (mayo, junio) y principios del otoño (octubre, noviembre) (FIGURA 5.4).

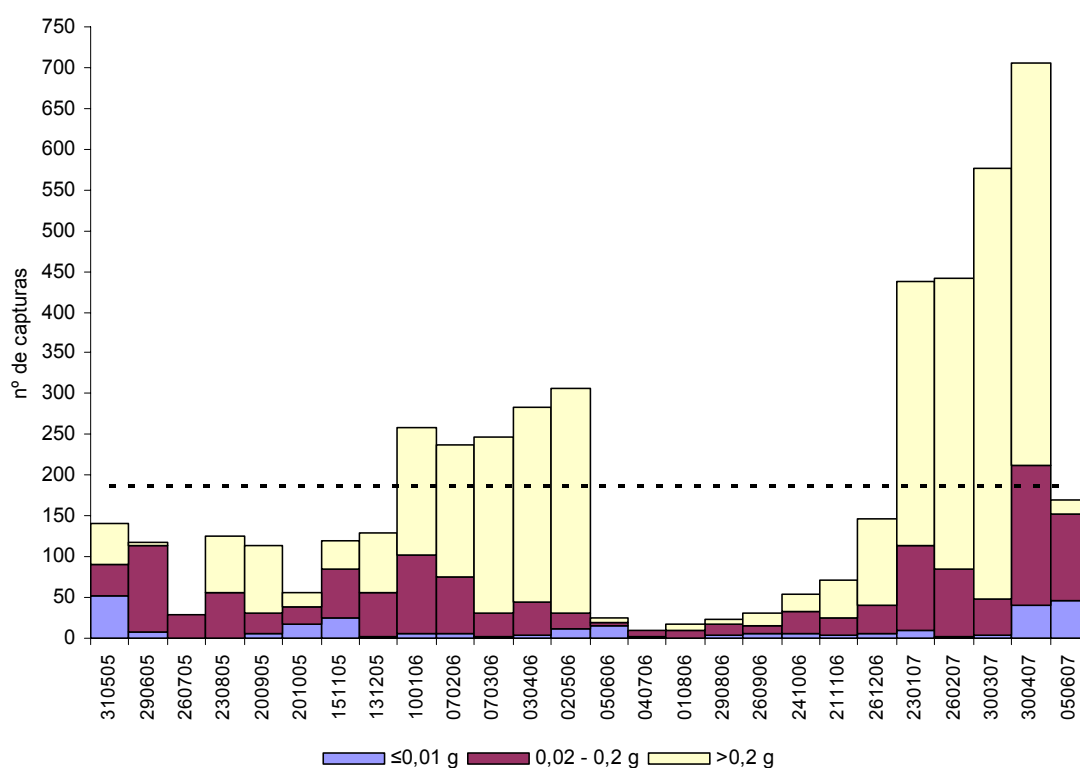


FIGURA 5.4: Variación temporal del número de capturas de *D. reticulatum* en la zona de Monforte a lo largo del período de estudio. La línea discontinua marca el nº medio de capturas.

***Deroceras laeve***

De las 2794 capturas de *D. laeve* que se registraron en la localidad de Monforte, el 49.8% se realizaron a lo largo del primer año, y el 50.2% durante el segundo año de muestreos; la distribución de las capturas por clases de tamaño también fue muy similar en los dos años de estudio (FIGURA 5.5).

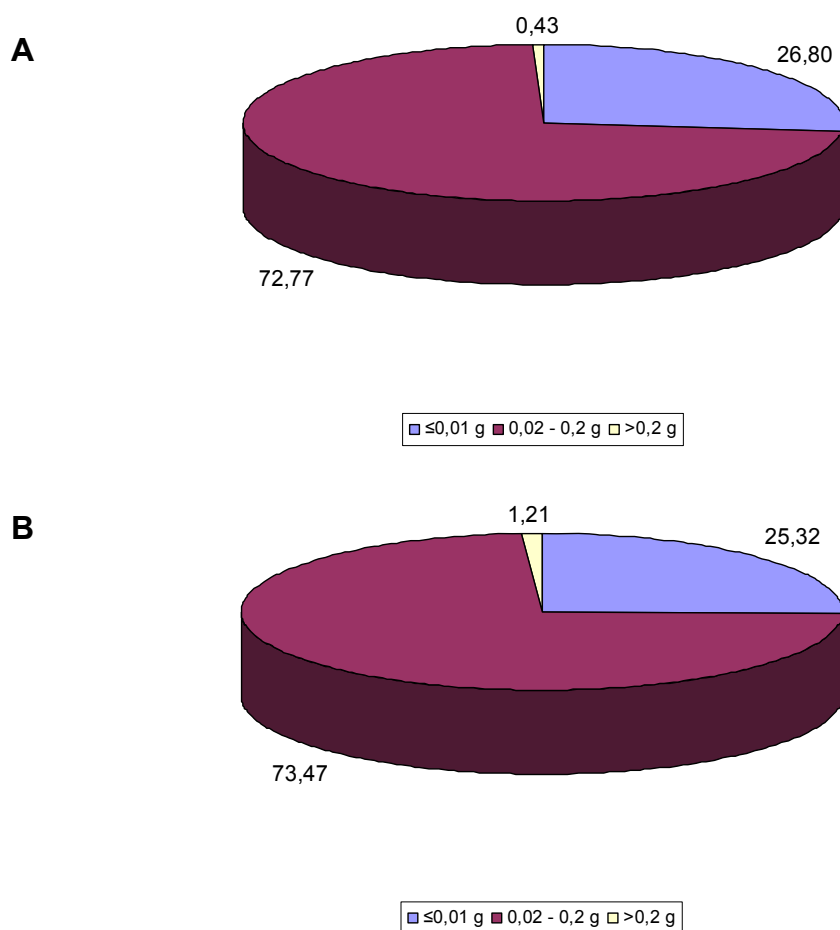


FIGURA 5.5: Distribución por clases de tamaño de los *D. laeve* capturados en la localidad de Monforte durante el primer (A) y segundo (B) año de estudio.



El nº medio de capturas por muestreo fue de 107.5, y presentó una variación de entre 40 capturas en marzo de 2007 y 234 capturas en noviembre de 2006. Se registró un nº de capturas superior a la media en junio de 2005, y en los períodos comprendidos entre noviembre de 2005 y febrero de 2006, y entre octubre de 2006 y enero de 2007. Individuos de tamaño ≤ 0.01 g se registraron en todas las ocasiones de muestreo, siendo especialmente abundantes en los muestreos realizados en los meses de mayo y junio, y los realizados entre septiembre y noviembre (FIGURA 5.6).

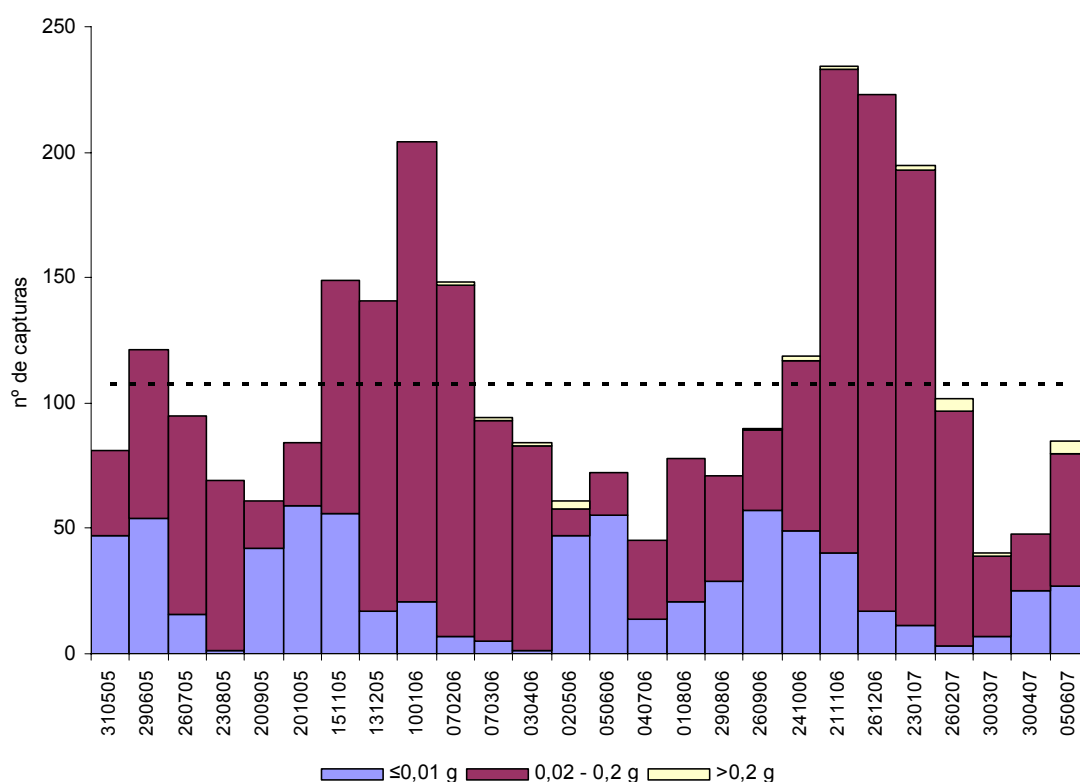


FIGURA 5.6: Variación temporal del número de capturas de *D. laeve* en la zona de Monforte a lo largo del período de estudio. La línea discontinua marca el nº medio de capturas.

***Arion intermedius***

Las capturas de *A. intermedius* en Monforte mostraron una gran variación entre ambos años de muestreo, tanto en nº total como en la distribución por clases de tamaño. De las 275 capturas que se registraron, el 33.4% correspondieron al primer año de muestreos y el 66.6% al segundo año; la proporción de individuos de 0.02-0.2 g apenas varió entre ambos años, pero el segundo año se registró un gran aumento de las capturas de individuos de tamaño >0.2 g y una disminución de las capturas de individuos de tamaño ≤ 0.01 g (FIGURA 5.7).

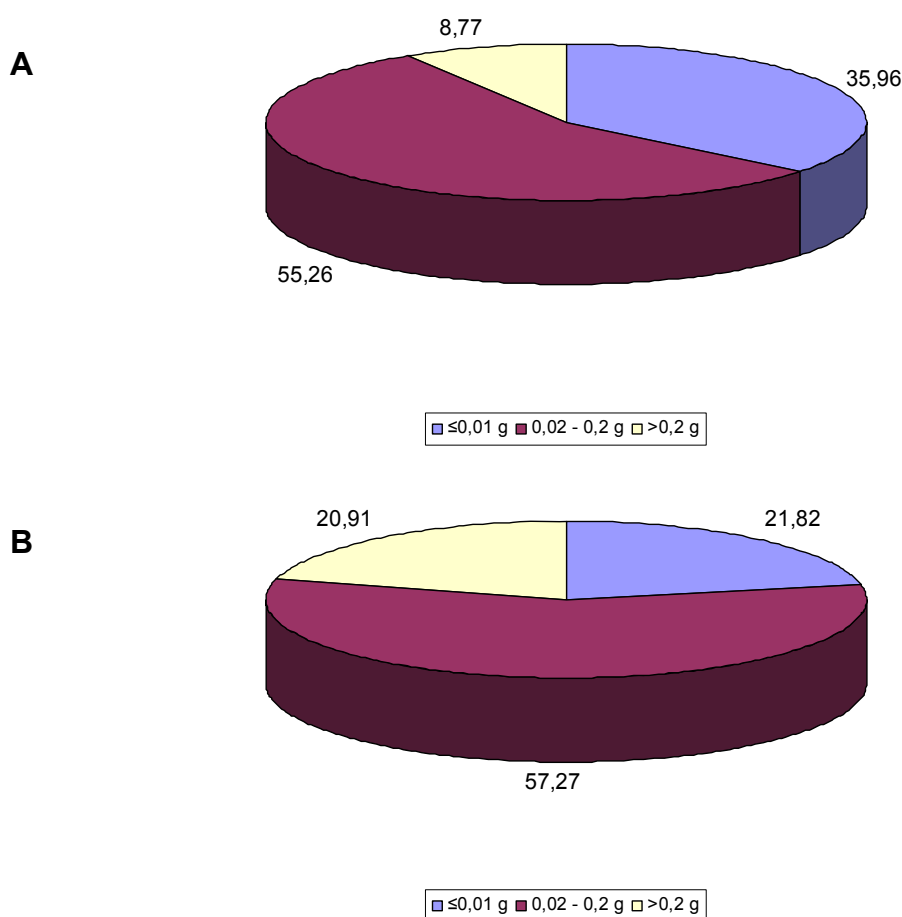


FIGURA 5.7: Distribución por clases de tamaño de los *A. intermedius* capturados en la localidad de Monforte durante el primer (A) y segundo (B) año de estudio.



No se capturó ningún *A. intermedius* en Monforte en los muestreos realizados en julio y diciembre de 2005, ni tampoco en los realizados en julio y a principios de agosto de 2006. El nº medio de capturas por muestreo fue de 10.6, con un máximo de 47 en enero de 2007. El nº de capturas fue superior a la media en los muestreos realizados entre enero y abril de 2006, y entre noviembre-2006 y abril-2007. Se capturaron individuos de tamaño ≤ 0.01 g en todos los meses del año excepto en verano (julio-septiembre), y resultaron especialmente abundantes en los meses de invierno (enero-marzo) (FIGURA 5.8).

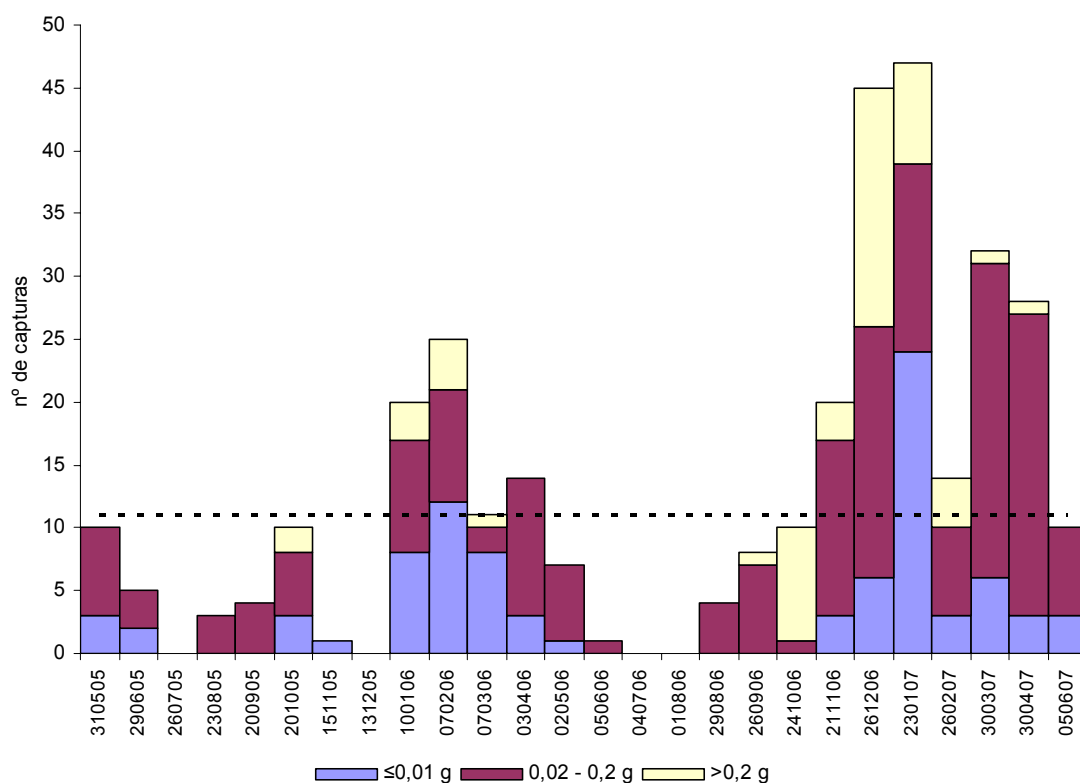


FIGURA 5.8: Variación temporal del número de capturas de *A. intermedius* en la zona de Monforte a lo largo del período de estudio. La línea discontinua marca el nº medio de capturas.



5.3.2.- Zona de Abadín

La temperatura media registrada *in situ* en la parcela de estudio de Abadín fue de 11.4 ± 4.9 °C, y la registrada en la estación meteorológica más próxima fue de 10.6 ± 4.0 °C; con respecto al % de humedad relativa, el valor medio registrado *in situ* fue de $92.3 \pm 4.1\%$, y el registrado en la estación meteorológica fue de $86.1 \pm 2.5\%$; por lo tanto, con respecto a los valores registrados en la estación meteorológica, ambas variables registradas *in situ* mostraron una mayor variabilidad, la temperatura *in situ* presentó por término medio una diferencia de $+0.8$ °C y la humedad relativa una diferencia de $+6.2\%$ (FIGURA 5.9). La FIGURA 5.10 muestra la variación de los valores medios mensuales de temperatura, humedad relativa y precipitación que se registraron en la zona de Abadín a lo largo del período de estudio.

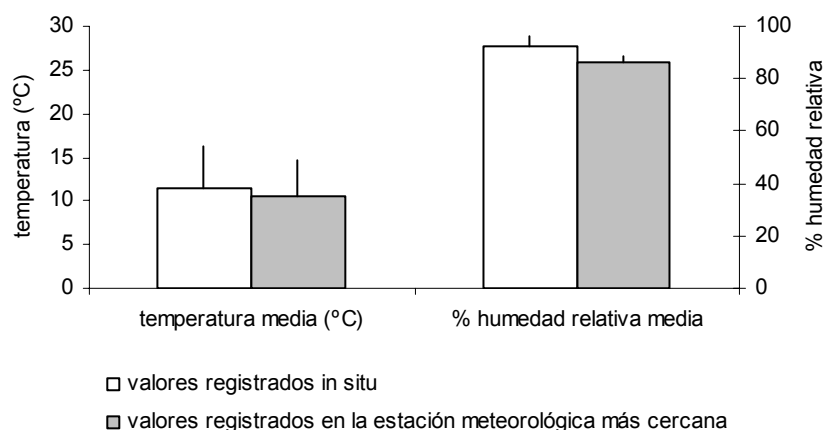


FIGURA 5.9: Medias y desviaciones típicas de los valores de temperatura y % de humedad relativa del aire registrados *in situ* en la parcela de estudio de Abadín, y en la estación meteorológica más cercana.

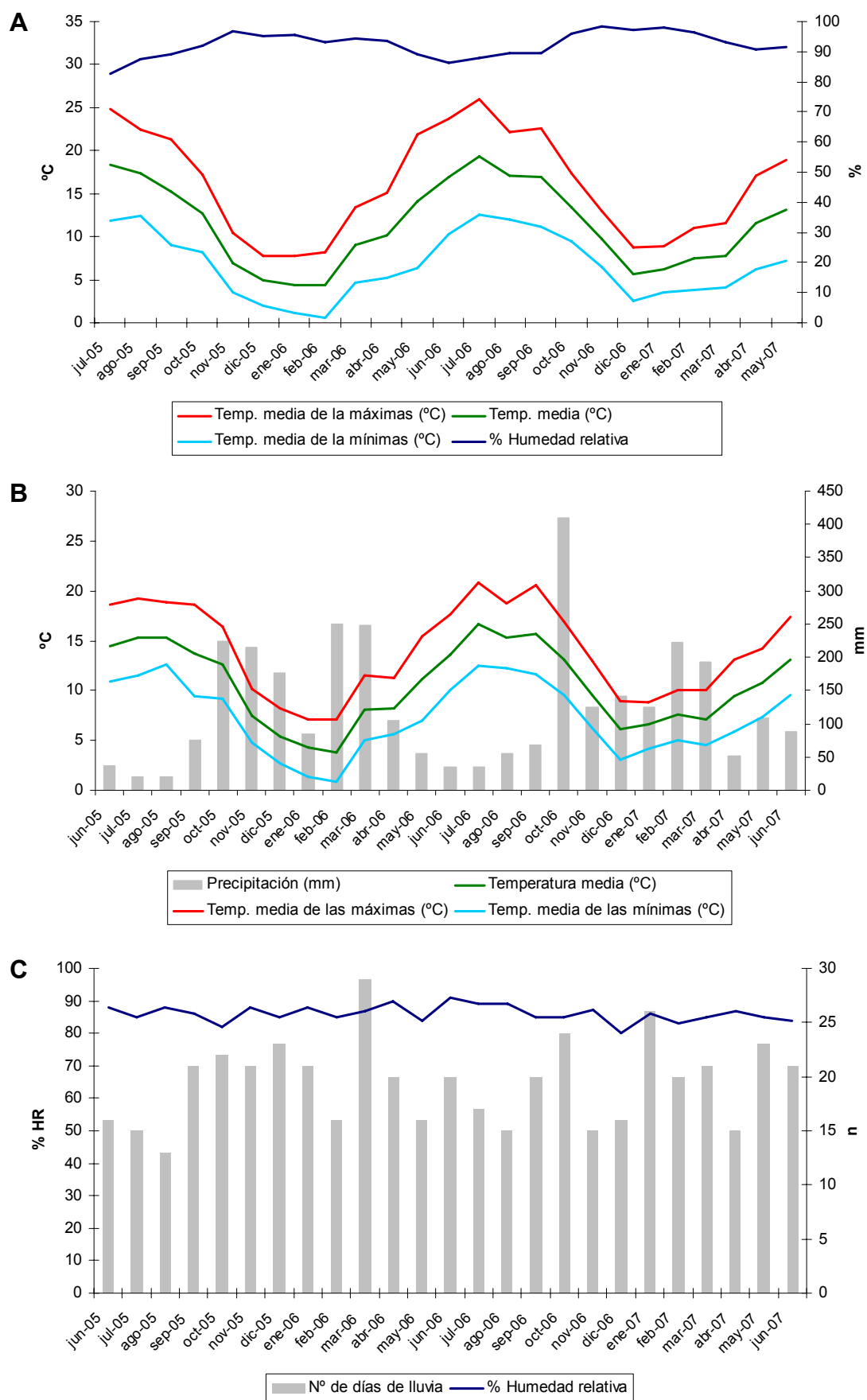


FIGURA 5.10: Medias mensuales de diferentes variables ambientales en la zona de Abadín, registradas en la parcela de estudio (A) y en la estación meteorológica más cercana (B y C).

***Deroceras reticulatum***

De las 1806 capturas de *D. reticulatum* que se registraron en la localidad de Abadín, el 60% correspondieron al primer año de muestreos y el 40% al segundo año. No obstante, la distribución de las capturas por clases de tamaño fue muy similar en ambos años de muestreo (FIGURA 5.11).

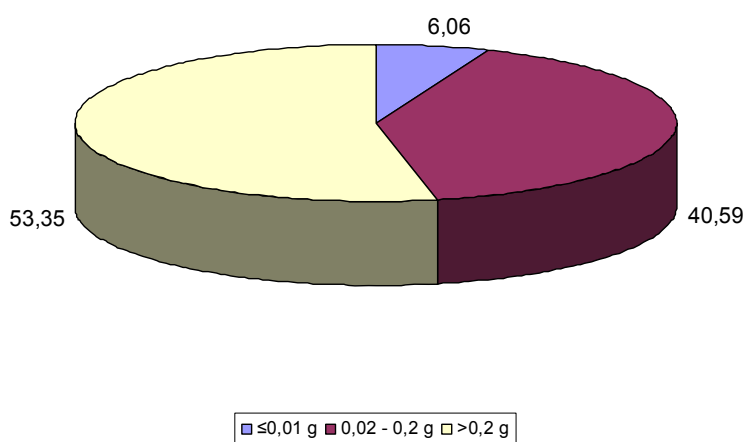
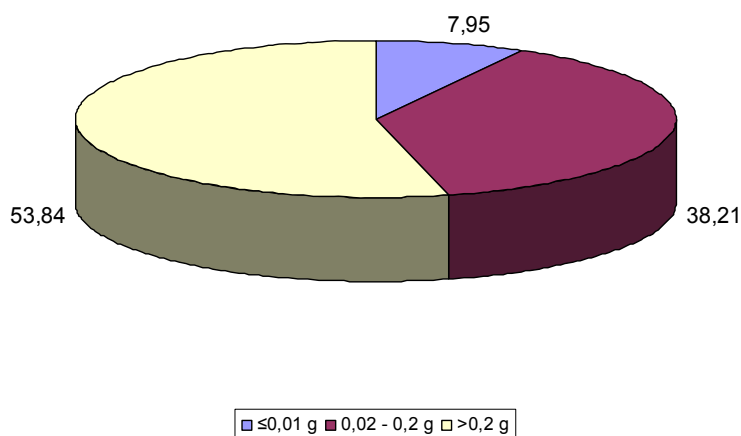
A**B**

FIGURA 5.11: Distribución por clases de tamaño de los *D. reticulatum* capturados en la localidad de Abadín durante el primer (A) y segundo (B) año de estudio.



El nº medio de capturas por muestreo fue de 69.5, con un rango de variación de entre 6 capturas, a finales de octubre de 2006, y 210 capturas en junio de 2005. El nº de capturas fue superior a la media en los muestreos realizados entre junio y principios de agosto de 2005, entre febrero y principios de agosto de 2006, y entre marzo y junio de 2007.

Los individuos de tamaño ≤ 0.01 g, se registraron en todas las ocasiones de muestreo excepto en diciembre-2005, enero-2006, y en el período septiembre-2006 a principios de enero de 2007. La mayor abundancia de estos individuos se obtuvo en los muestreos realizados en los meses de mayo y junio (FIGURA 5.12).

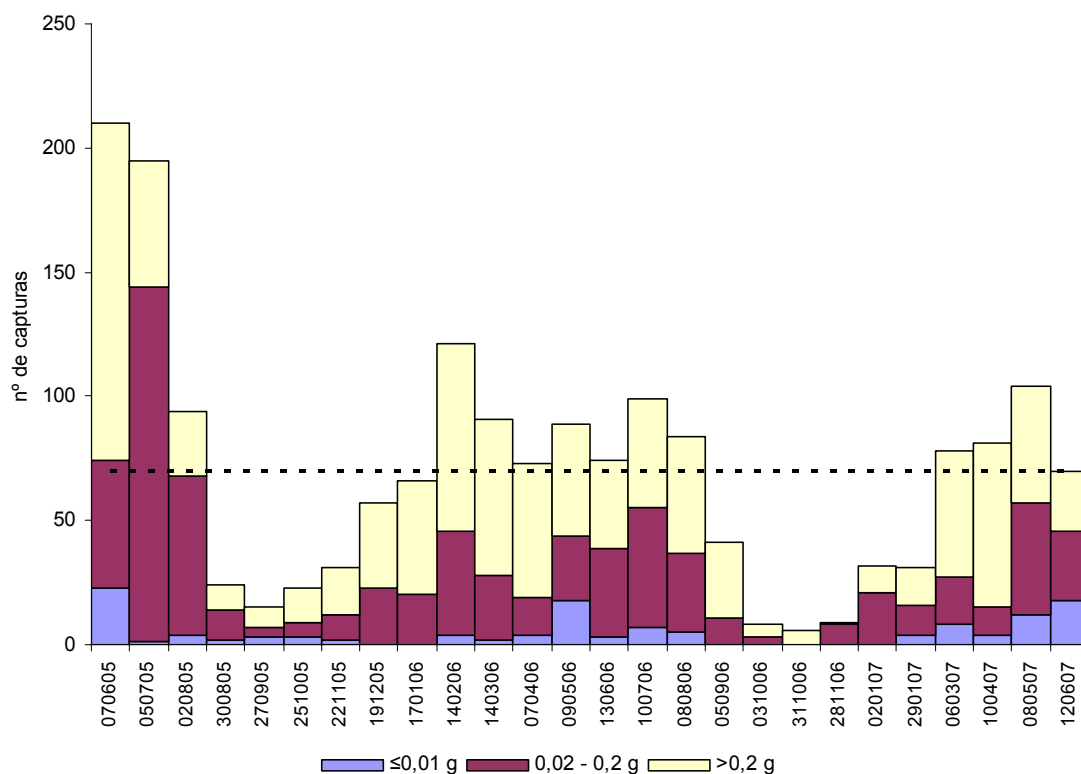


FIGURA 5.12: Variación temporal del número de capturas de *D. reticulatum* en la zona de Abadín a lo largo del período de estudio. La línea discontinua marca el nº medio de capturas.

***Arion intermedius***

Las 746 capturas de *A. intermedius* que se registraron en Abadín se distribuyeron al 50 % entre los dos años de muestreo, pero la distribución por clases de tamaño varió notablemente de un año a otro; la proporción de individuos de tamaño >0.2 g apenas varió, pero el segundo año se registró una gran disminución de las capturas de individuos de tamaño ≤ 0.01 g y un aumento de las capturas de individuos de $0.02-0.2$ g (FIGURA 5.13).

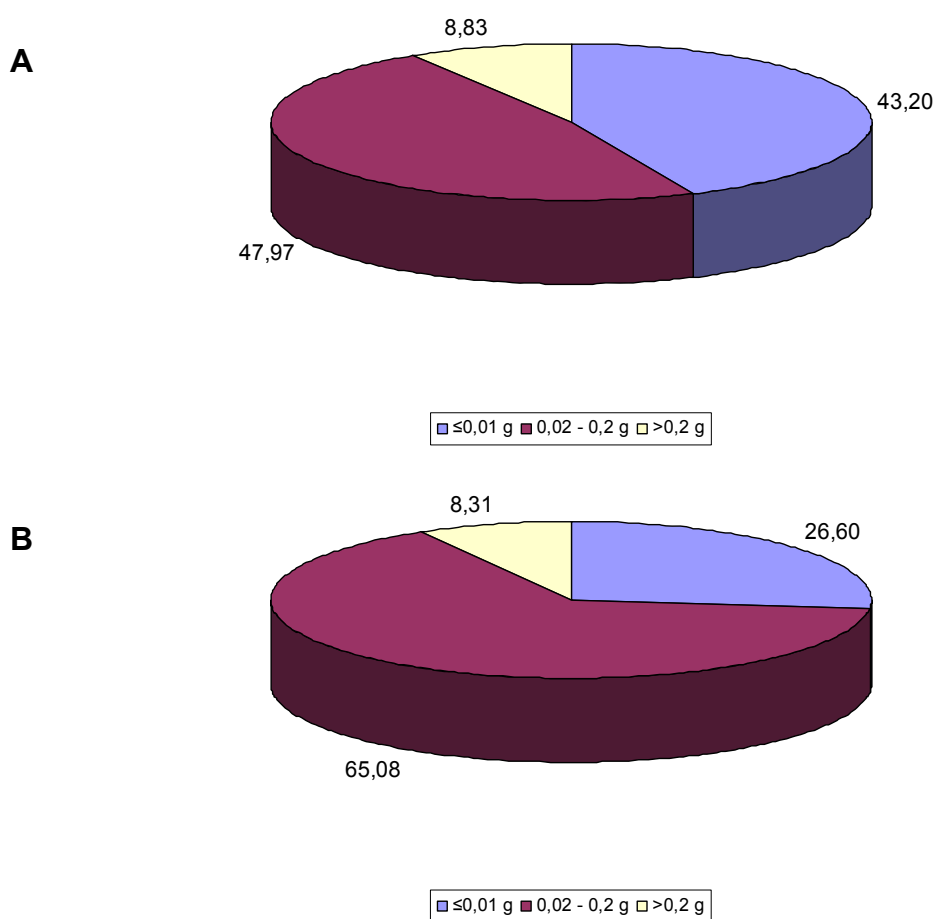


FIGURA 5.13: Distribución por clases de tamaño de los *A. intermedius* capturados en la localidad de Abadín durante el primer (A) y segundo (B) año de estudio.



El nº medio de capturas por muestreo fue de 28.7, con un máximo de 82 en abril de 2007 y un mínimo de 5 en junio de 2005. El nº de capturas fue superior a la media en los muestreos realizados entre enero y mayo de 2006, y entre enero y abril de 2007. Las mayores capturas de individuos de tamaño ≤ 0.01 g se obtuvieron en los muestreos realizados en el período enero-abril. Nunca se capturaron individuos de tamaño ≤ 0.01 g en los meses de septiembre y octubre (FIGURA 5.14).

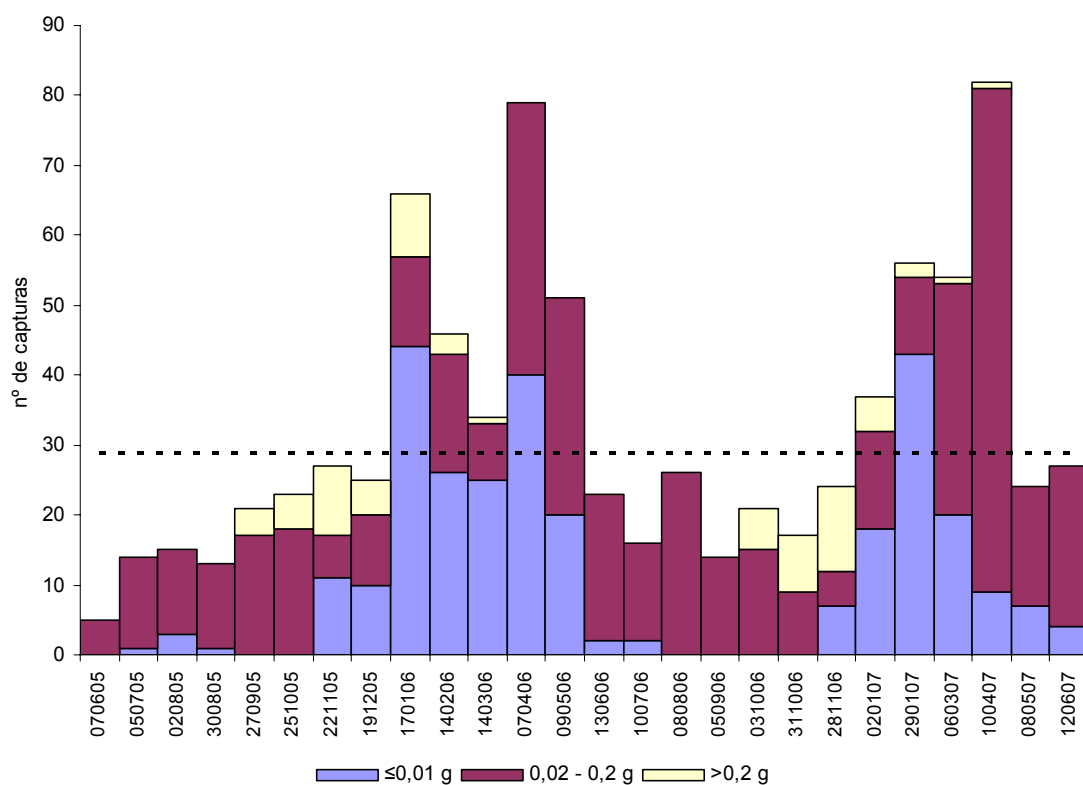


FIGURA 5.14: Variación temporal del número de capturas de *A. intermedius* en la zona de Abadín a lo largo del período de estudio. La línea discontinua marca el nº medio de capturas.



5.3.3.- Zona de Cambados

La temperatura media registrada *in situ* en la parcela de estudio de Cambados fue de 15.9 ± 4.2 °C, y la registrada en la estación meteorológica más próxima fue de 15.4 ± 3.8 °C; con respecto al % de humedad relativa, el valor medio registrado *in situ* fue de $84.2 \pm 6.2\%$, y el registrado en la estación meteorológica fue de $77.8 \pm 5.2\%$; por lo tanto, con respecto a los valores registrados en la estación meteorológica, ambas variables registradas *in situ* mostraron una variabilidad mayor, la temperatura *in situ* presentó por término medio una diferencia de $+0.5$ °C y la humedad relativa una diferencia de $+6.4\%$ (FIGURA 5.15). La FIGURA 5.16 muestra la variación de los valores medios mensuales de temperatura, humedad relativa y precipitación que se registraron en la zona de Cambados a lo largo del período de estudio.

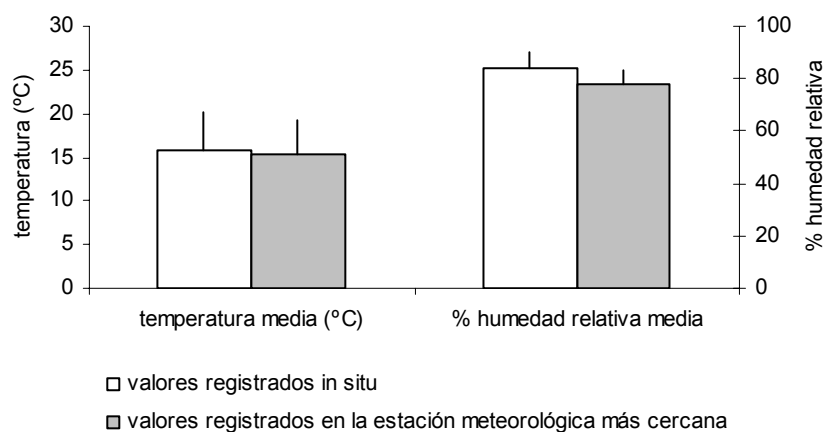


FIGURA 5.15: Medias y desviaciones típicas de los valores de temperatura y % de humedad relativa del aire registrados *in situ* en la parcela de estudio de Cambados, y en la estación meteorológica más cercana.

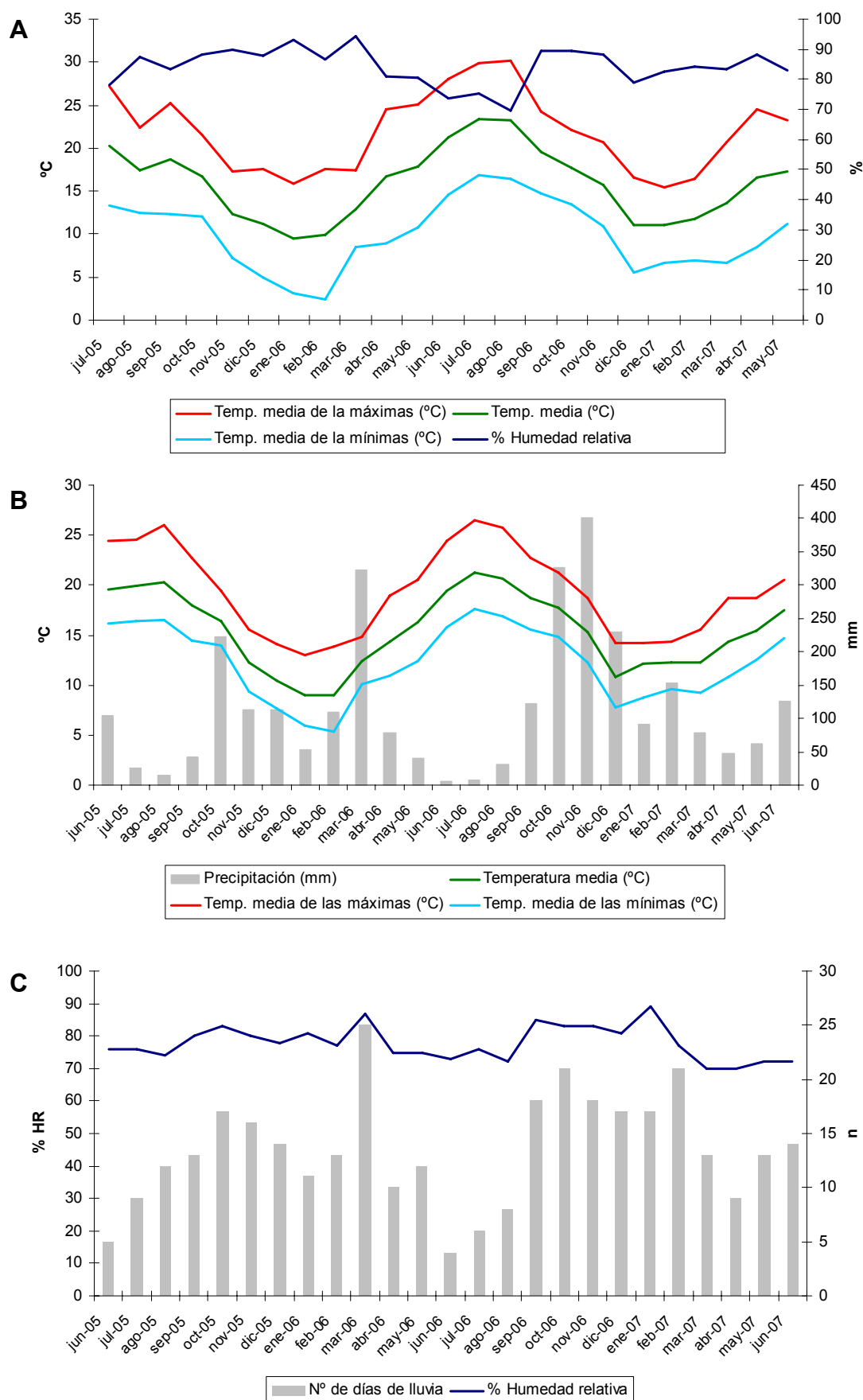


FIGURA 5.16: Medias mensuales de diferentes variables ambientales en la zona de Cambados, registradas en la parcela de estudio (A) y en la estación meteorológica más cercana (B y C).

***Deroceras reticulatum***

De las 1747 capturas de *D. reticulatum* que se registraron en la localidad de Cambados, el 51% correspondieron al primer año de muestreos y el 49% al segundo año. No obstante, la distribución de las capturas por clases de tamaño fue diferente en los dos años de estudio, registrándose en el 2º año un gran aumento de capturas de individuos de tamaño ≤ 0.01 g y una disminución de las capturas de individuos de tamaño > 0.2 g, mientras que las capturas de individuos de 0.02-0.2 g apenas variaron entre años (FIGURA 5.17).

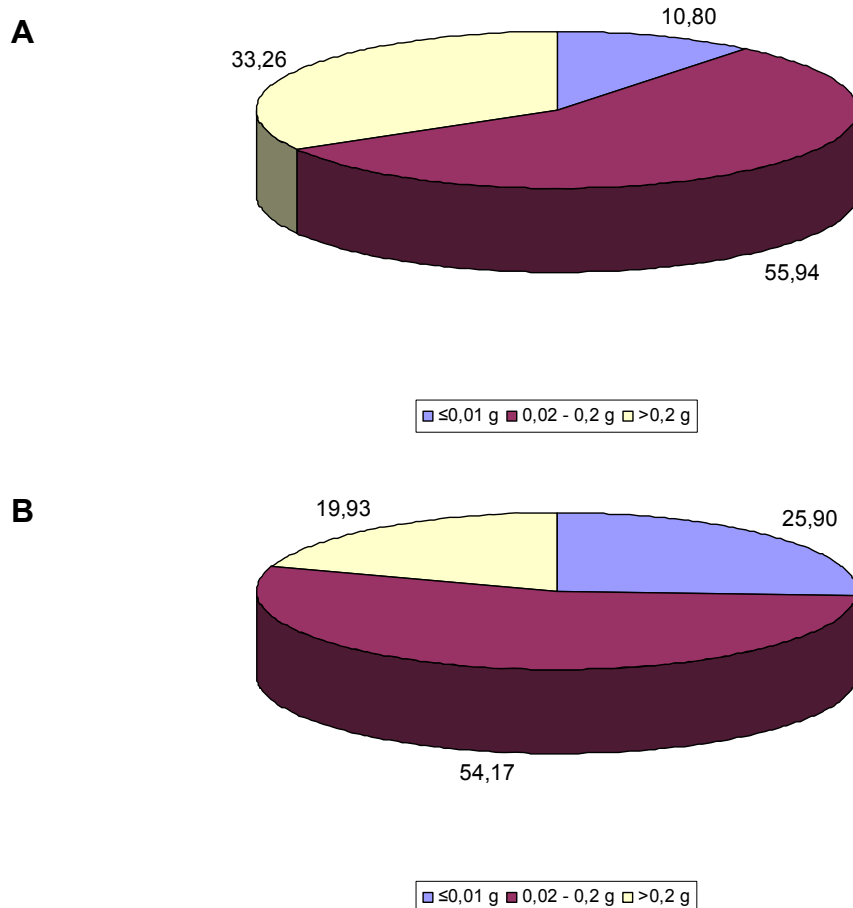


FIGURA 5.17: Distribución por clases de tamaño de los *D. reticulatum* capturados en la localidad de Cambados durante el primer (A) y segundo (B) año de estudio.



El nº medio de capturas por muestreo fue de 67.2, y varió entre 0 capturas en agosto de 2006 y 232 capturas en abril de 2007. El nº de capturas fue superior a la media en los muestreos realizados en agosto y octubre de 2005, en los realizados entre febrero y mayo de 2006, y en los realizados entre enero y mayo de 2007. Nunca se registraron individuos de tamaño ≤ 0.01 g en muestreos realizados en los meses de julio a octubre, pero sí en todos los muestreos realizados en los demás meses del año (FIGURA 5.18).

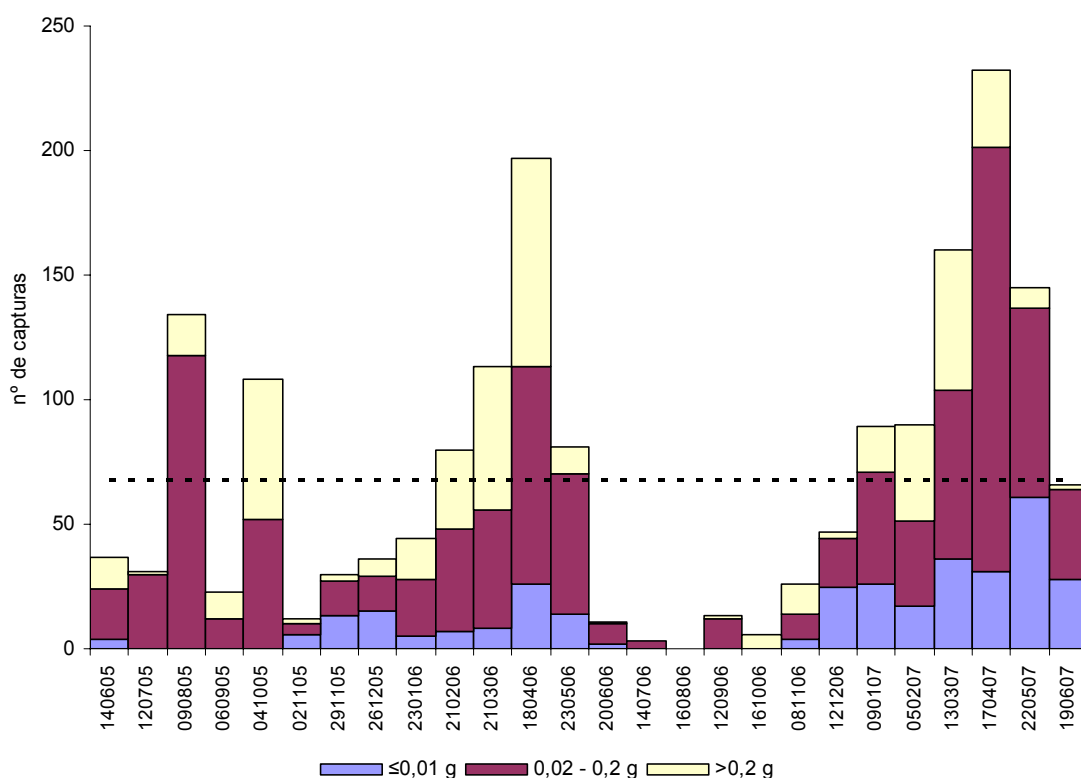


FIGURA 5.18: Variación temporal del número de capturas de *D. reticulatum* en la zona de Cambados a lo largo del período de estudio. La línea discontinua marca el nº medio de capturas.

***Deroceras panormitanum***

De las 1952 capturas de *D. panormitanum* que se registraron en la localidad de Cambados, el 49.6% correspondieron al primer año de muestreos, y el 50.4% al segundo año. Durante el segundo año aumentó la importancia relativa de las capturas de individuos de tamaño ≤ 0.01 g, mientras que disminuyó la de individuos mayores (FIGURA 5.19).

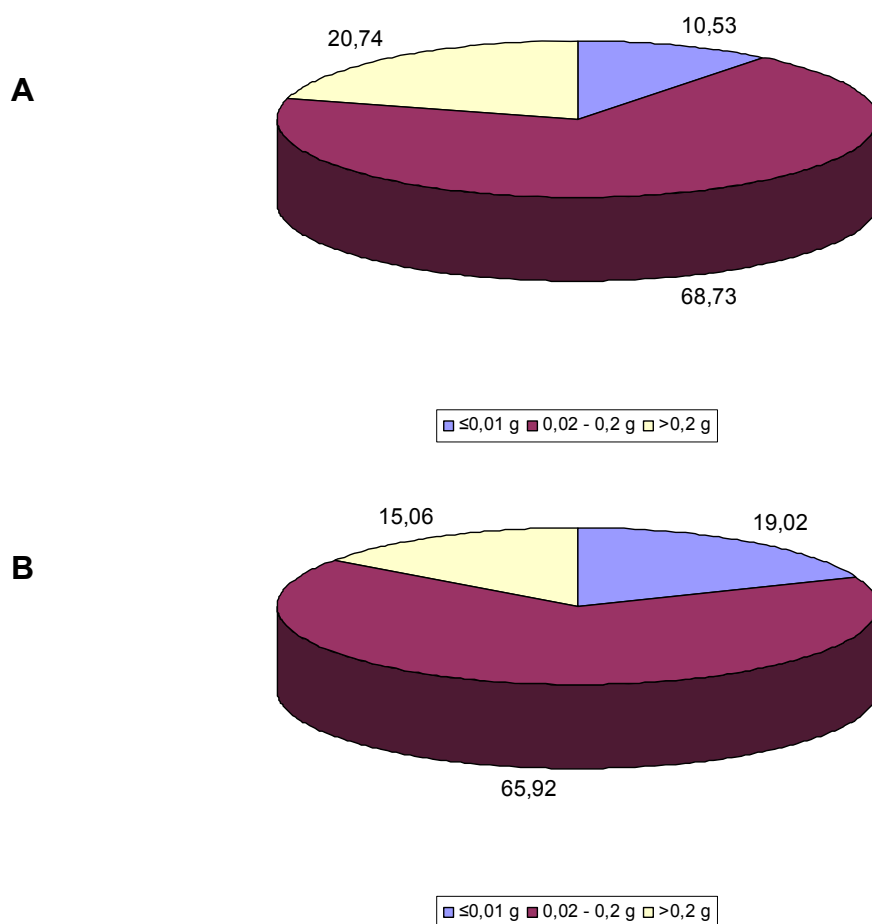


FIGURA 5.19: Distribución por clases de tamaño de los *D. panormitanum* capturados en la localidad de Cambados durante el primer (A) y segundo (B) año de estudio.



El nº medio de capturas por muestreo fue de 75.1, y presentó una variación de entre 1 única captura en agosto de 2006 y 277 capturas en mayo de 2007. El nº de capturas por muestreo fue superior a la media en los muestreos realizados entre junio y agosto de 2005, entre abril y mayo de 2006, en enero de 2007 y entre marzo y junio de 2007.

No se capturaron individuos de tamaño ≤ 0.01 g en los muestreos realizados entre agosto y octubre de 2005 ni en los realizados entre julio y octubre de 2006; las mayores capturas de estos individuos se obtuvieron en los muestreos realizados en los meses de primavera (abril-junio) (FIGURA 5.20).

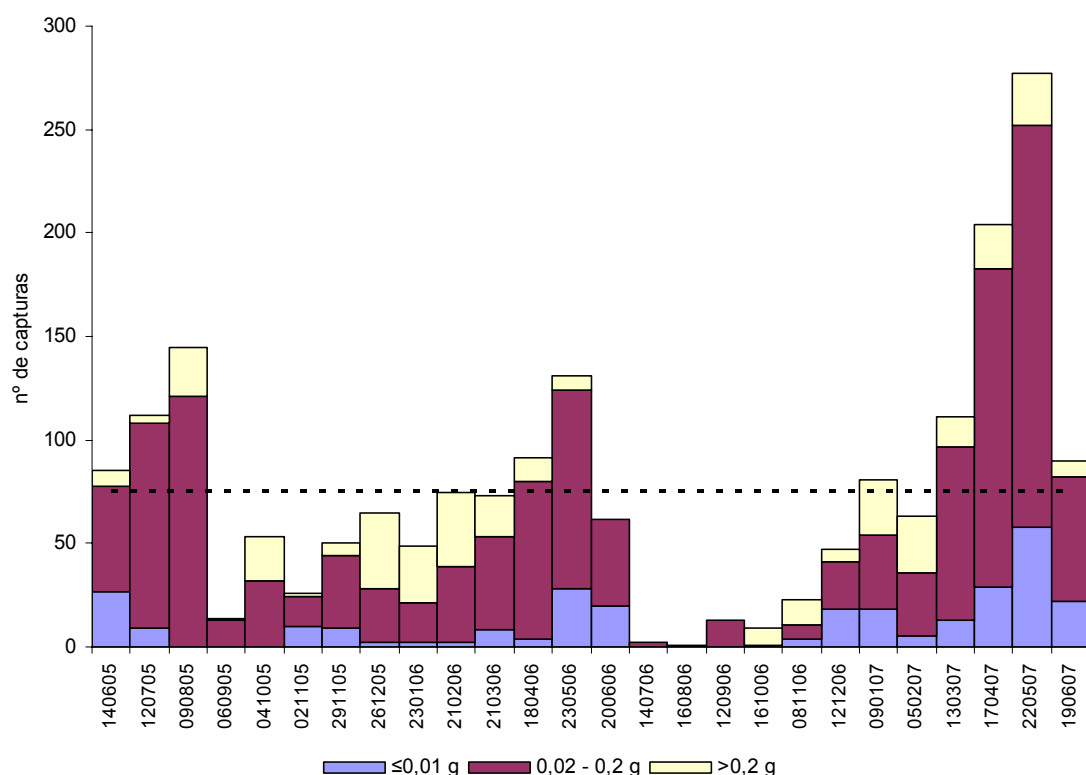


FIGURA 5.20: Variación temporal del número de capturas de *D. panormitanum* en la zona de Cambados a lo largo del período de estudio. La línea discontinua marca el nº medio de capturas.

***Arion intermedius***

De las 551 capturas de *A. intermedius* que se registraron en Cambados, el 47% se realizaron el primer año de muestreos y el 53% se realizaron el segundo año, y la distribución de las capturas por clases de tamaño fue también similar en ambos años (FIGURA 5.21).

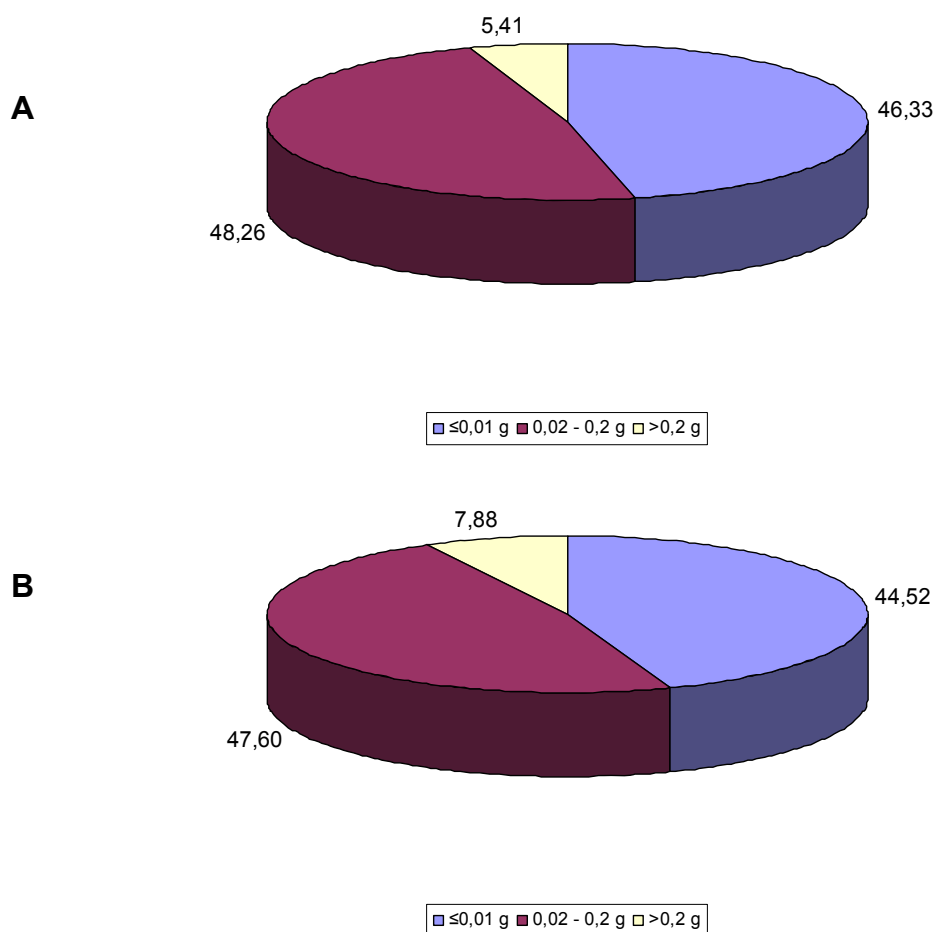


FIGURA 5.21: Distribución por clases de tamaño de los *A. intermedius* capturados en la localidad de Cambados durante el primer (A) y segundo (B) año de estudio.



No se capturó ningún *A. intermedius* en Cambados en los muestreos realizados en septiembre de 2005 y en julio de 2006. El nº medio de capturas por muestreo fue de 21.2, con un máximo de 77 capturas en marzo de 2007. El nº de capturas fue superior a la media en todos los muestreos realizados entre los meses de diciembre y de abril. Se capturaron individuos de tamaño ≤ 0.01 g en todos los muestreos realizados entre los meses de noviembre y mayo, pero nunca en los restantes meses del año (FIGURA 5.22).

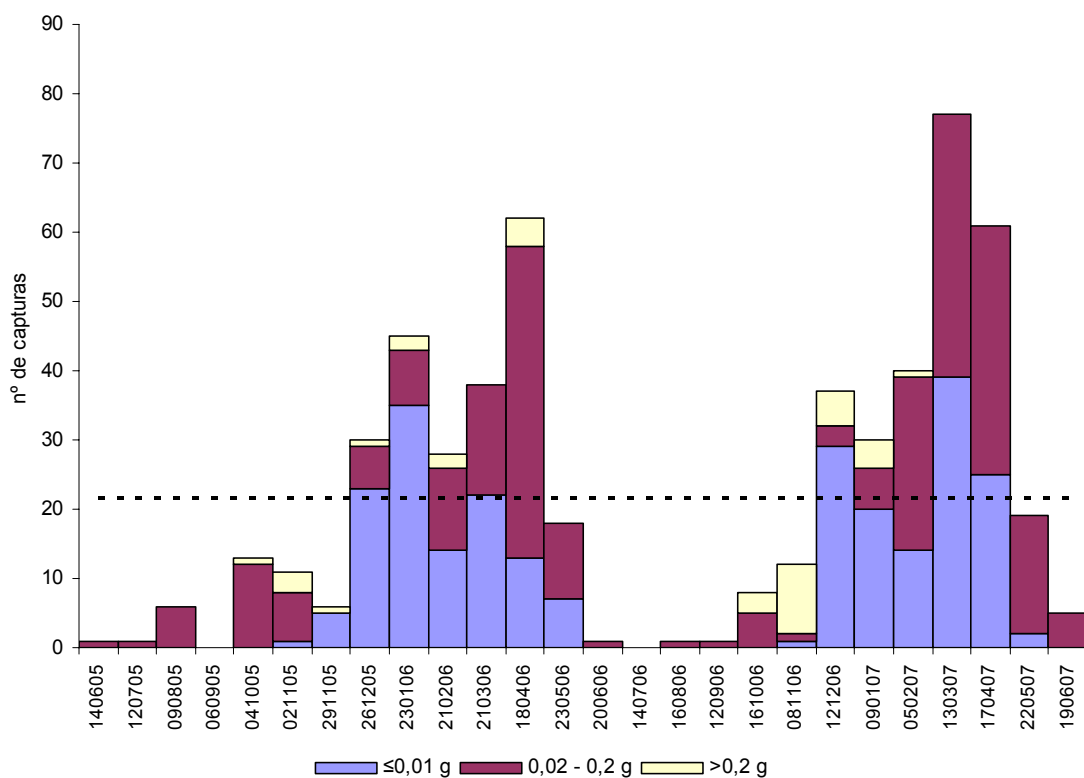


FIGURA 5.22: Variación temporal del número de capturas de *A. intermedius* en la zona de Cambados a lo largo del período de estudio. La línea discontinua marca el nº medio de capturas.



5.3.4.- Zona de Santa Comba

La temperatura media registrada *in situ* en la parcela de Santa Comba fue de 13.5 ± 5.3 °C, y la registrada en la estación meteorológica más próxima fue de 12.7 ± 4.1 °C; con respecto al % de humedad relativa, el valor medio registrado *in situ* fue de $93.1 \pm 6.2\%$, y el registrado en la estación meteorológica fue de $91.2 \pm 3.6\%$; en definitiva, con respecto a los valores registrados en la estación meteorológica, ambas variables registradas *in situ* mostraron una mayor variabilidad, la temperatura *in situ* presentó por término medio una diferencia de $+0.8$ °C y la humedad relativa una diferencia de $+1.9\%$ (FIGURA 5.23). La FIGURA 5.24 muestra la variación de los valores medios mensuales de temperatura, humedad relativa y precipitación que se registraron en la zona de Santa Comba a lo largo del período de estudio.

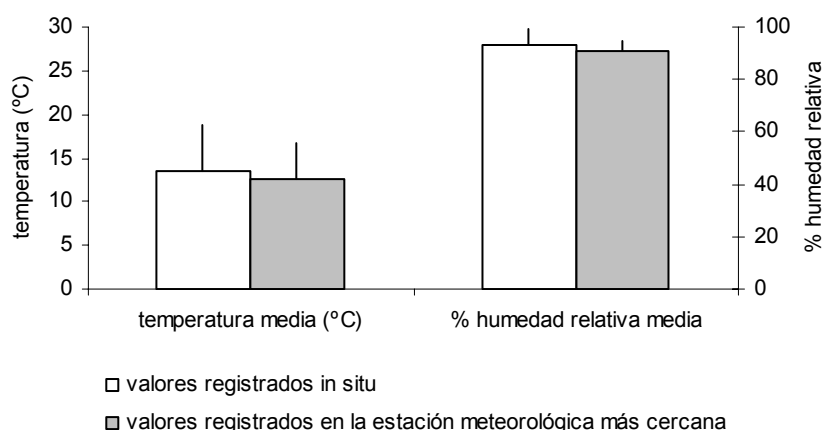


FIGURA 5.23: Medias y desviaciones típicas de los valores de temperatura y % de humedad relativa del aire registrados *in situ* en la parcela de estudio de Santa Comba, y en la estación meteorológica más cercana.

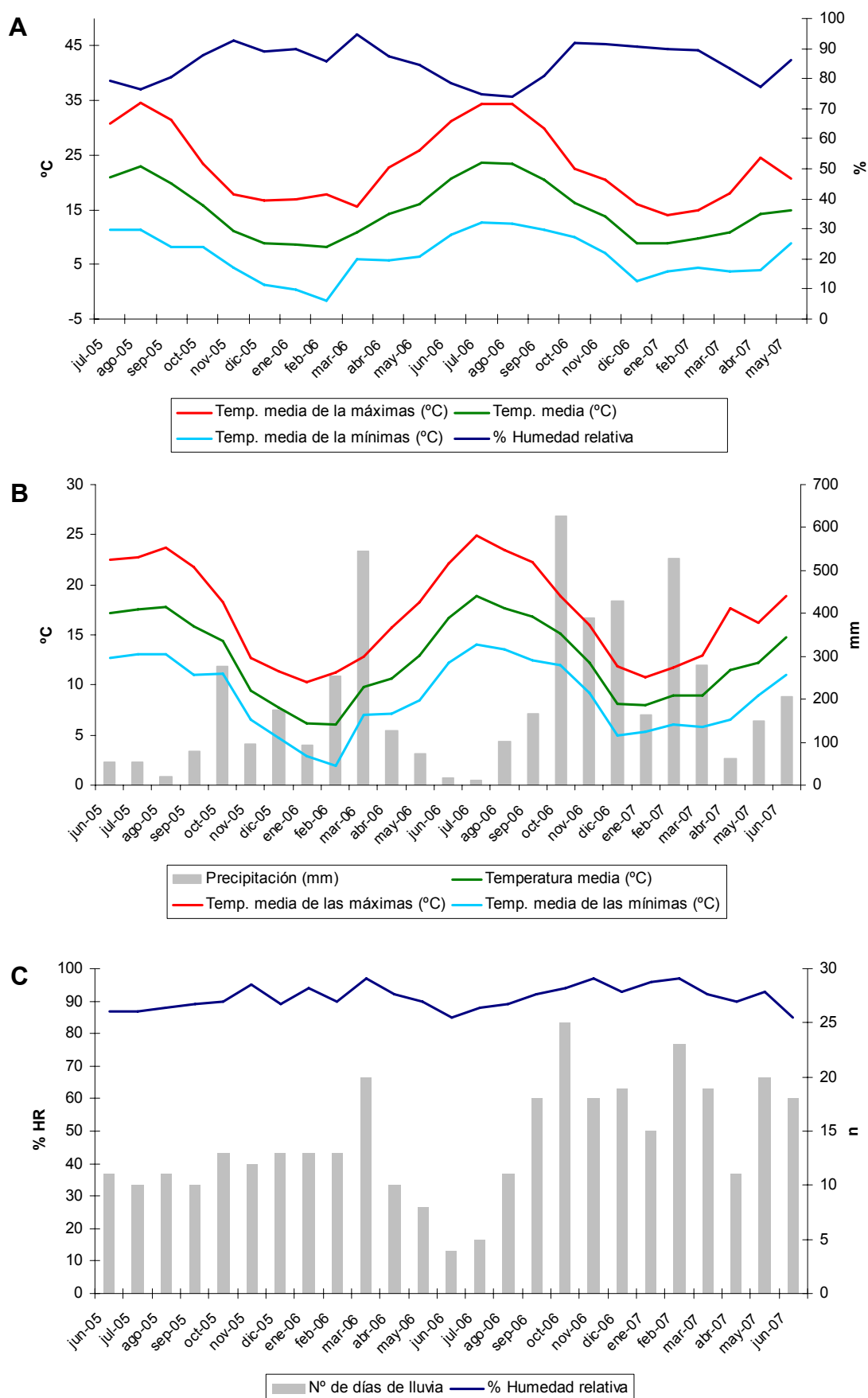


FIGURA 5.24: Medias mensuales de diferentes variables ambientales en la zona de Santa Comba, registradas en la parcela de estudio (A) y en la estación meteorológica más cercana (B y C).

***Deroceras reticulatum***

De las 3621 capturas de *D. reticulatum* que se obtuvieron en la localidad de Santa Comba, el 51% correspondieron al primer año de muestreos y el 49% al segundo año. La distribución de las capturas por clases de tamaño fue diferente en ambos años, de modo que en el 2º año se registró un aumento de las capturas de individuos de tamaño ≤ 0.01 g y de individuos de tamaño > 0.2 g, así como una reducción de las capturas de individuos de 0.02-0.2 g (FIGURA 5.25).

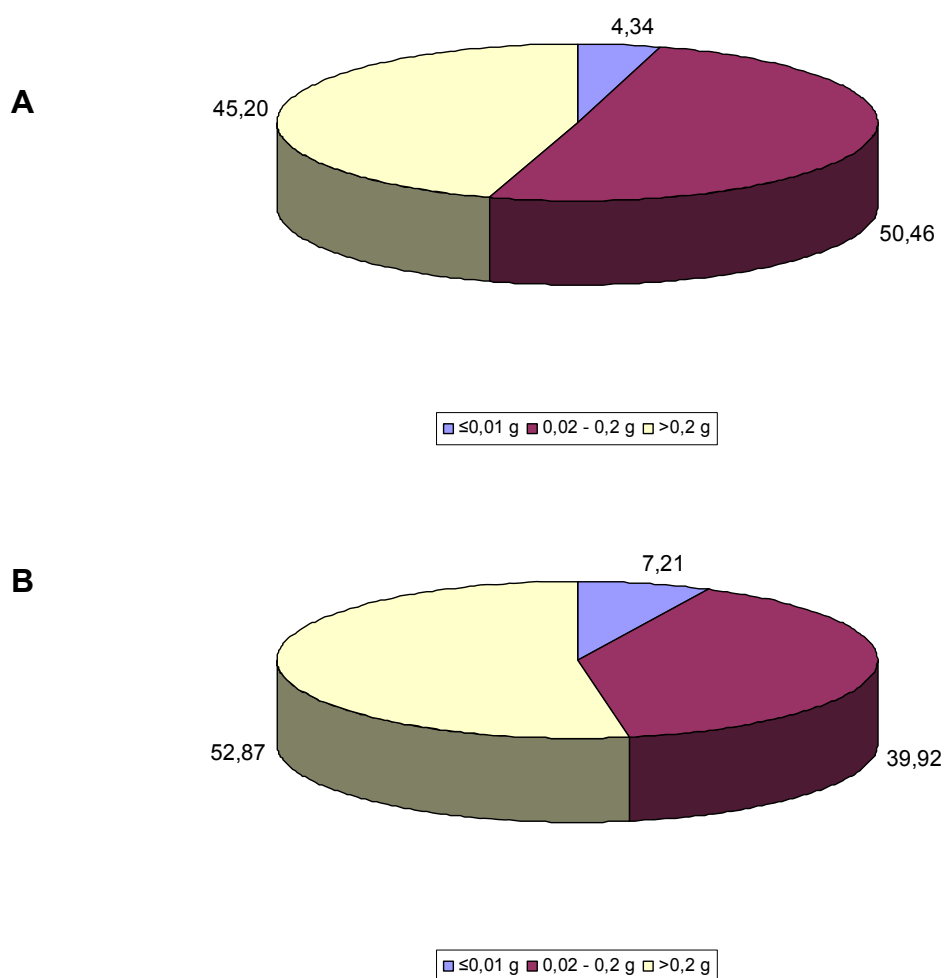


FIGURA 5.25: Distribución por clases de tamaño de los *D. reticulatum* capturados en la localidad de Santa Comba durante el primer (A) y segundo (B) año de estudio.



El nº de capturas por muestreo osciló entre 17 capturas en octubre de 2005, y 339 capturas en marzo de 2007, con una media de 139.3 capturas por muestreo. El nº de capturas fue superior a la media en los muestreos realizados en julio y agosto de 2005, en los realizados en marzo y abril de 2006, y en los realizados entre febrero y junio de 2007. Nunca se registraron individuos de tamaño ≤ 0.01 g en muestreos realizados en los meses de julio a octubre, pero sí en todos los muestreos realizados en los demás meses del año, es decir, de noviembre a junio (FIGURA X.XX).

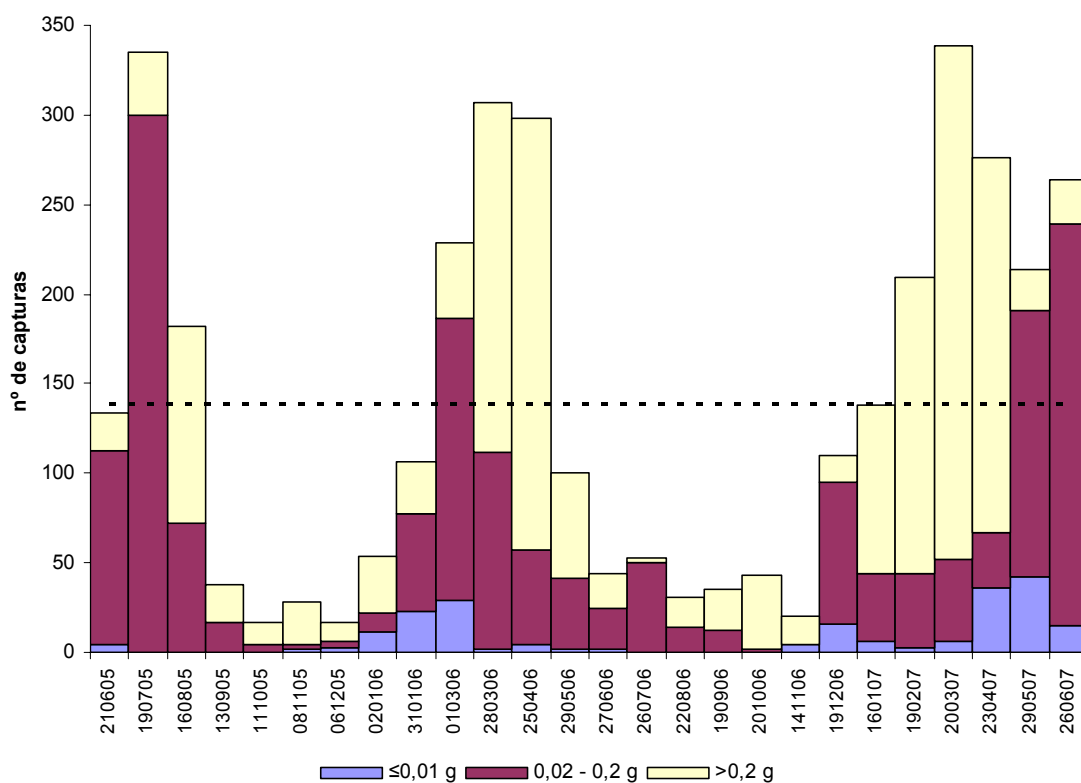


FIGURA 5.26: Variación temporal del número de capturas de *D. reticulatum* en la zona de Santa Comba a lo largo del período de estudio. La línea discontinua marca el nº medio de capturas.

***Deroceras panormitanum***

En la localidad de Santa Comba se realizaron 3920 capturas de *D. panormitanum*, el 50.4% de ellas durante el primer año de muestreos, y el 49.6% a lo largo del segundo. Durante el segundo año aumentó mucho la importancia relativa de las capturas de individuos de tamaño >0.2 g, y aumentaron ligeramente las capturas de individuos de tamaño ≤ 0.01 g, mientras que se redujeron considerablemente las capturas de individuos de $0.02-0.2$ g (FIGURA 5.27).

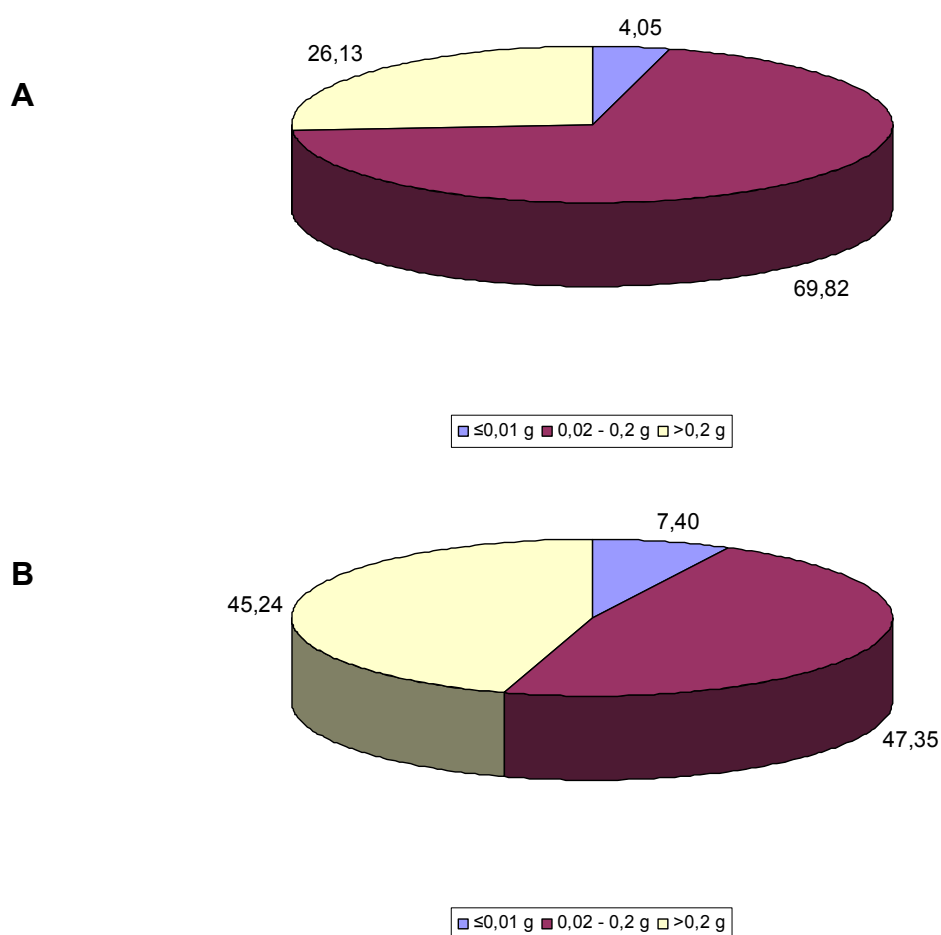


FIGURA 5.27: Distribución por clases de tamaño de los *D. panormitanum* capturados en la localidad de Santa Comba durante el primer (A) y segundo (B) año de estudio.



El n° medio de capturas por muestreo fue de 150.8, y presentó un rango de variación de entre 3 capturas en octubre de 2005, y 577 capturas en junio de 2005. El n° de capturas por muestreo fue superior a la media en los muestreos realizados entre junio y agosto de 2005, entre abril y junio de 2006, y entre marzo y junio de 2007.

Nunca se capturaron individuos de tamaño ≤ 0.01 g en muestreos realizados en los meses de agosto a octubre, y las mayores capturas de estos individuos se obtuvieron en los muestreos realizados en los meses de primavera (abril-junio) (FIGURA 5.28).

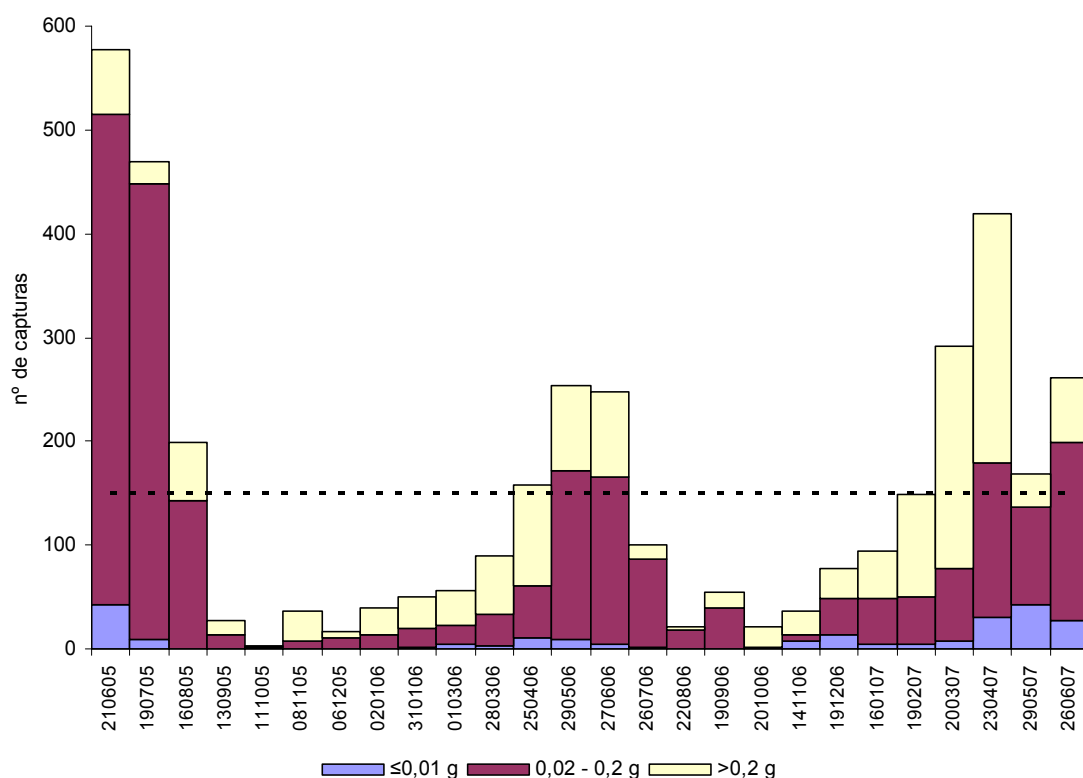


FIGURA 5.28: Variación temporal del número de capturas de *D. panormitanum* en la zona de Santa Comba a lo largo del período de estudio. La línea discontinua marca el n° medio de capturas.

***Arion intermedius***

De las 1309 capturas de *A. intermedius* que se registraron en Santa Comba, el 36.7% se realizaron el primer año de muestreos y el 63.3% se realizaron el segundo año: la distribución de las capturas por clases de tamaño también varió entre ambos años, de modo que el segundo año aumentó la importancia relativa de las capturas de individuos de tamaño ≤ 0.01 g y disminuyó la de los individuos de tamaño > 0.2 g (FIGURA 5.29).

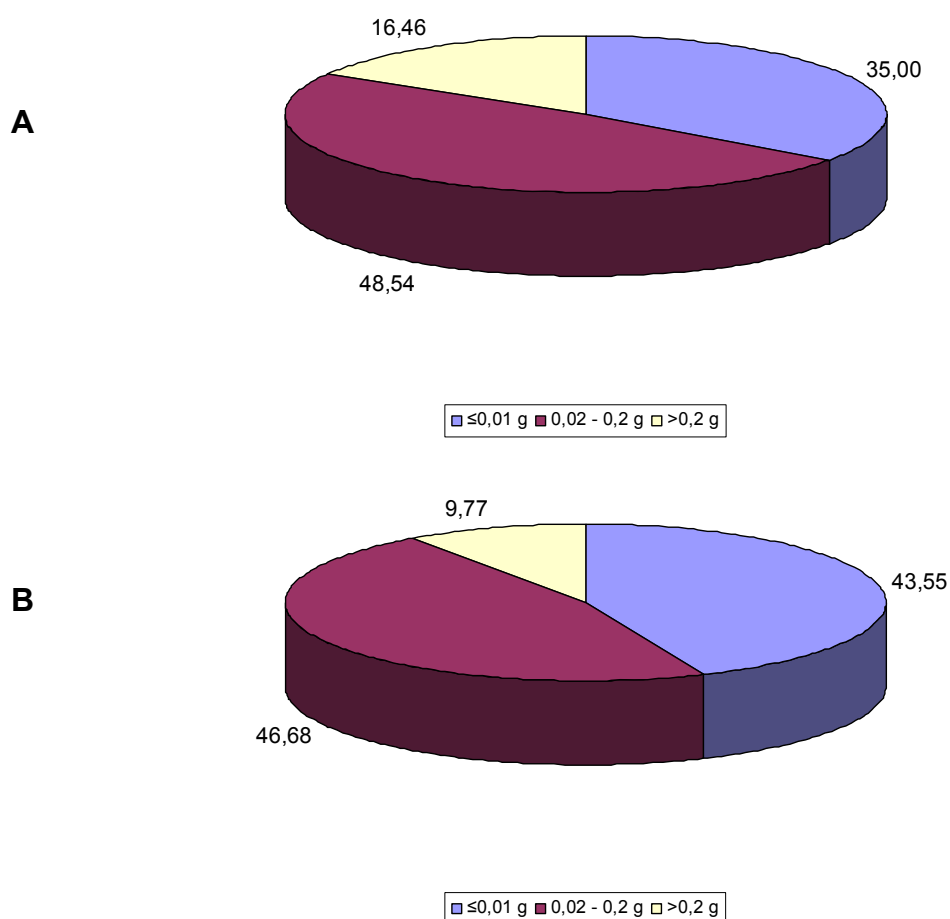


FIGURA 5.29: Distribución por clases de tamaño de los *A. intermedius* capturados en la localidad de Santa Comba durante el primer (A) y segundo (B) año de estudio.



El nº medio de capturas por muestreo fue de 50.4; no se capturó ningún *A. intermedius* en Santa Comba en los muestreos realizados en agosto de 2005 y en julio y agosto de 2006, y el nº máximo de capturas fue de 273, en marzo de 2007. El nº de capturas fue superior a la media en los muestreos realizados en el período enero-mayo de 2006 y de diciembre de 2006 a marzo de 2007. Se capturaron individuos de tamaño ≤ 0.01 g en los muestreos realizados en junio de 2005, entre diciembre de 2005 y mayo de 2006, y entre noviembre de 2006 y mayo de 2007. Nunca se capturaron individuos de tamaño ≤ 0.01 g en muestreos realizados entre los meses de julio a noviembre (FIGURA 5.30).

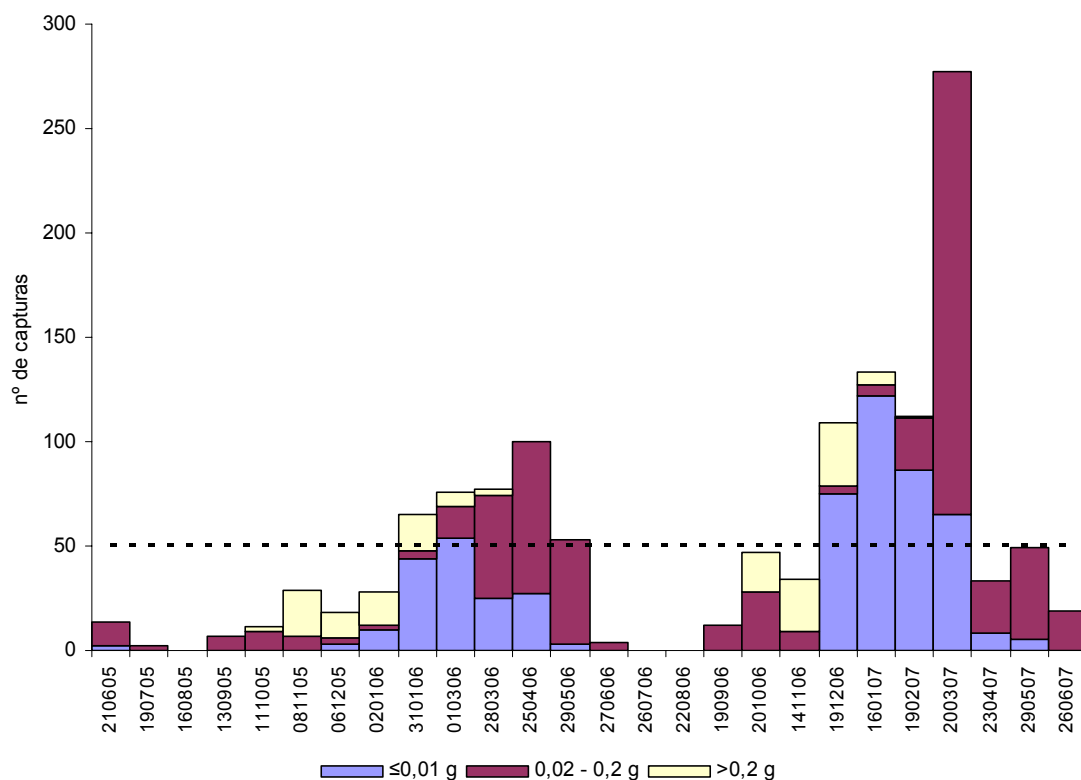


FIGURA 5.30: Variación temporal del número de capturas de *A. intermedius* en la zona de Santa Comba a lo largo del período de estudio. La línea discontinua marca el nº medio de capturas.



5.3.5.- Análisis por especies

Deroceras reticulatum

La FIGURA 5.31 muestra los porcentajes acumulados de capturas de *D. reticulatum* a lo largo del período de estudio, en cada una de las cuatro localidades. En general se registraron capturas de *D. reticulatum* superiores a la media entre los meses de febrero y mayo, así como capturas inferiores a la media desde finales de agosto hasta el mes de diciembre. Así, aparte de pequeñas diferencias entre localidades, se puede hablar de un patrón común de variación de abundancia en las cuatro poblaciones de *D. reticulatum* estudiadas, consistente en la alternancia de períodos de gran abundancia en el invierno y la primavera, y períodos de baja abundancia en la segunda mitad del verano y durante el otoño.

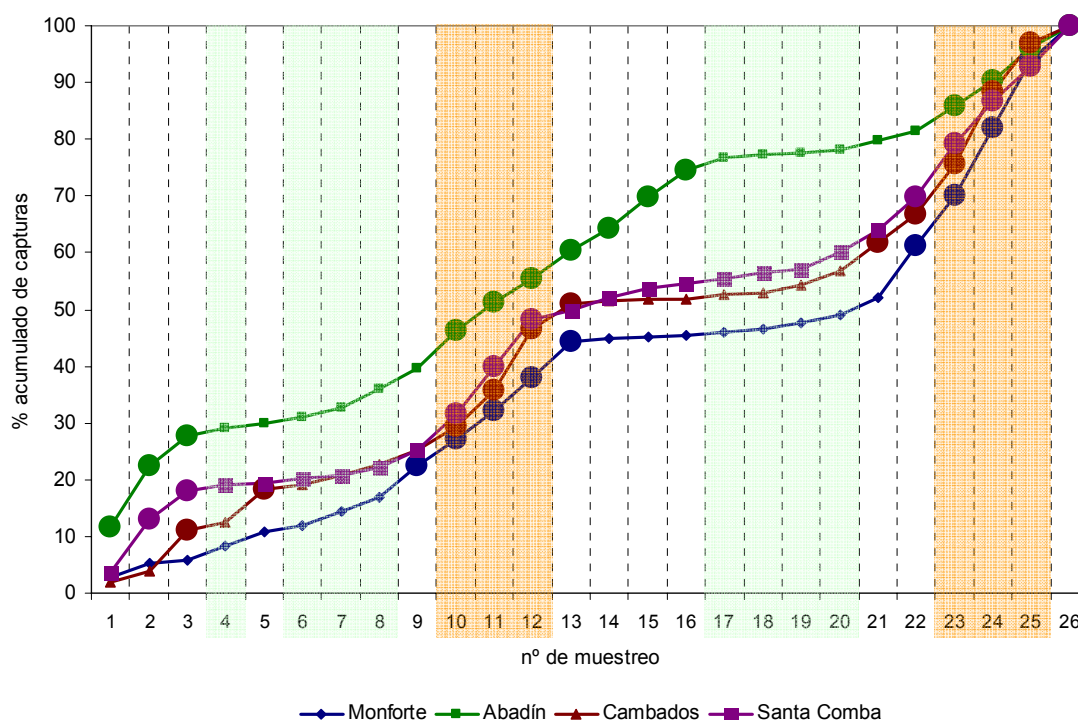


FIGURA 5.31: Porcentajes acumulados de capturas de *D. reticulatum* en las cuatro localidades a lo largo del período de estudio. Para cada localidad, los puntos gruesos indican ocasiones en las que el nº de capturas fue superior a la media de capturas en dicha localidad. Las zonas sombreadas en color naranja indican períodos en los que el nº de capturas fue superior a la media en las cuatro localidades. Las zonas sombreadas en color verde indican períodos en los que el nº de capturas fue inferior a la media en las cuatro localidades.



Deroceras panormitanum

Las poblaciones de *D. panormitanum* estudiadas en las localidades de Cambados y Santa Comba mostraron patrones de variación de abundancia muy semejantes entre sí, pero diferentes entre ambos años de estudio. Durante el primer año de estudio, ambas poblaciones mostraron abundancias elevadas entre los meses de junio y agosto, baja abundancia entre septiembre y marzo, y de nuevo gran abundancia de abril a junio. Durante el segundo año, la abundancia de ambas poblaciones fue elevada de marzo a junio, pero se mantuvo baja durante todo el verano y el otoño (FIGURA 5.32). En definitiva, las poblaciones de esta especie mostraron siempre una gran abundancia en la primavera y una abundancia reducida en el otoño, pero su abundancia fue variable en el verano y el invierno.

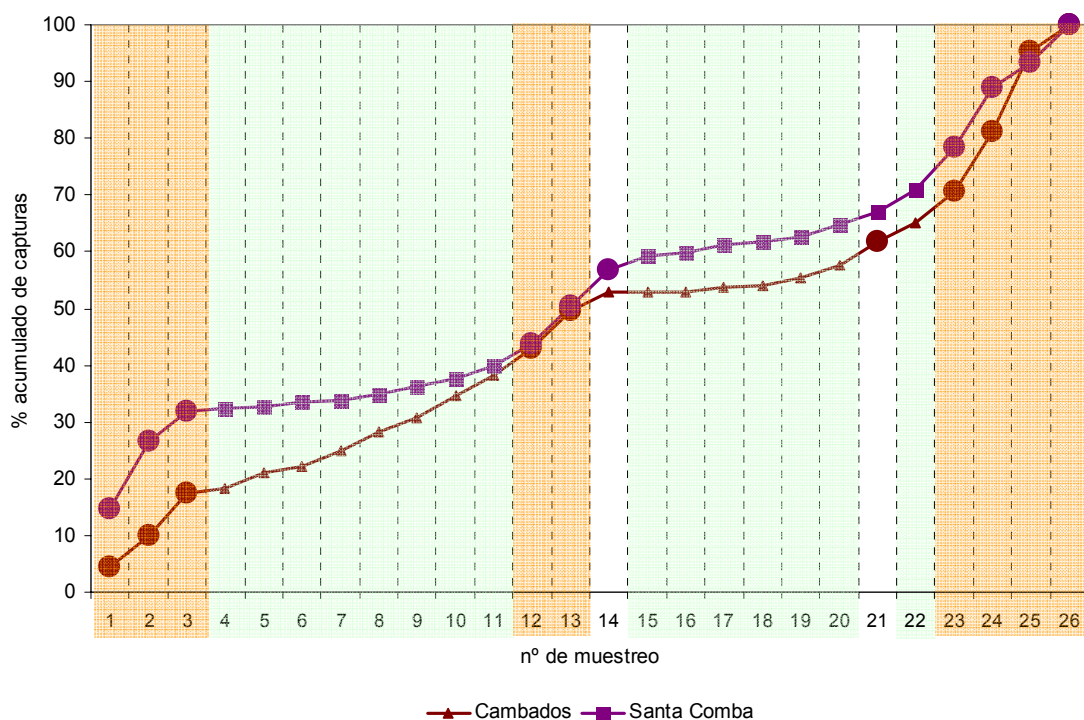


FIGURA 5.32: Porcentajes acumulados de capturas de *D. panormitanum* en Cambados y Santa Comba a lo largo del período de estudio. Para cada localidad, los puntos gruesos indican ocasiones en las que el nº de capturas fue superior a la media de capturas en dicha localidad. Las zonas sombreadas en color naranja indican períodos en los que el nº de capturas fue superior a la media en las dos localidades. Las zonas sombreadas en color verde indican períodos en los que el nº de capturas fue inferior a la media en las dos localidades.



Arion intermedius

Las cuatro poblaciones de *A. intermedius* mostraron patrones de variación de abundancia semejantes entre sí, y con poca variación entre los dos años de estudio. Se registraron abundancias elevadas entre los meses de diciembre y mayo del primer año, y entre los meses de diciembre y abril del segundo año, así como abundancias reducidas entre junio y noviembre de ambos años (FIGURA 5.33). Por lo tanto, las poblaciones de *A. intermedius* mostraron gran abundancia desde finales del otoño hasta bien entrada la primavera, y una abundancia reducida el resto del año.

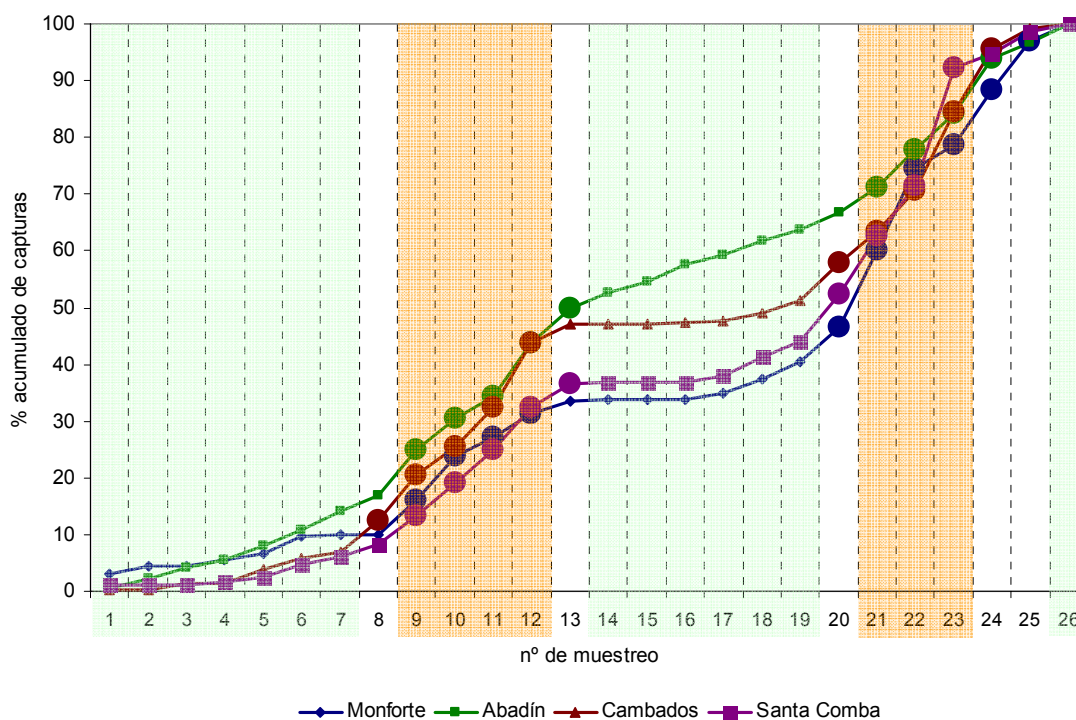


FIGURA 5.33: Porcentajes acumulados de capturas de *A. intermedius* en las cuatro localidades a lo largo del período de estudio. Para cada localidad, los puntos gruesos indican ocasiones en las que el nº de capturas fue superior a la media de capturas en dicha localidad. Las zonas sombreadas en color naranja indican períodos en los que el nº de capturas fue superior a la media en las cuatro localidades. Las zonas sombreadas en color verde indican períodos en los que el nº de capturas fue inferior a la media en las cuatro localidades.



5.4.- Discusión y conclusiones

Las cuatro especies de babosas estudiadas en este trabajo han sido introducidas por el hombre en muchas zonas geográficas fuera de su rango de distribución original, de forma que actualmente muestran vastos rangos de distribución geográfica, dentro de los cuales, se da una gran variedad de fenologías (Barker, 2002).

En Galicia, Barrada, Iglesias y Castillejo (2004) encontraron que el patrón de variación de abundancia que presenta *D. reticulatum* en la localidad de Vedra, próxima a Santiago de Compostela es marcadamente estacional, con máximos de abundancia en el invierno, disminución progresiva del tamaño de población a lo largo de la primavera, mínimos en el verano y aumento gradual de abundancia a lo largo del otoño; estos autores registraron las mayores abundancias en los meses de marzo y abril, y las mínimas en los meses de agosto y septiembre. En el presente trabajo, las mayores abundancias de *D. reticulatum* se registraron en abril y mayo en Monforte, en mayo y junio en Abadín, en abril en Cambados y en marzo en Santa Comba, y las mínimas se dieron en el mes de julio en Monforte, en septiembre y octubre en Abadín, en agosto y noviembre en Cambados, y en octubre y noviembre en Santa Comba. Por lo tanto, en las poblaciones ahora estudiadas parece existir un cierto desfase temporal con respecto a la población de Vedra, bajo la forma de un ligero retraso en los momentos en los que se dan los máximos y los mínimos de abundancia, de modo que en general se aprecia un desplazamiento de los máximos de abundancia hacia la primavera, y un desplazamiento de los mínimos de abundancia hacia el otoño. Estas diferencias son atribuibles en gran medida a los diferentes métodos de muestreo utilizados en ambos trabajos, ya que Barrada, Iglesias y Castillejo (2004) se basaron en datos obtenidos del lavado y tamizado de muestras de suelo, que reflejan exclusivamente abundancia, mientras que en el presente trabajo se utilizaron datos procedentes de muestras de suelo y datos procedentes de trampas, lo cual produce una estima combinada de la abundancia de la población y de su nivel de actividad (Glen y Moens, 2002); Barrada (2003) estudió el nivel de actividad de la población de *D. reticulatum* de Vedra por medio de la realización de una serie de transectos durante la noche, en los que contabilizaba el nº de babosas que observaba activas, y encontró que, independientemente de la abundancia de población, la actividad de *D. reticulatum* alcanza sus valores máximos en la primavera y es mínima en el otoño. En función de esto, es lógico que en el presente trabajo exista un sesgo hacia la primavera de los



momentos en los que se dieron las mayores abundancias, así como un sesgo hacia el otoño de los momentos en los que se dieron las menores abundancias en las poblaciones estudiadas, debido a la influencia del nivel de actividad de los individuos en el nº total de capturas. Teniendo esto en cuenta se puede concluir que, en general, las cuatro poblaciones de *D. reticulatum* estudiadas en el presente trabajo responden al mismo patrón de variación de abundancia que la población estudiada por Barrada, Iglesias y Castillejo (2004).

Con respecto a la estructura de las poblaciones de *D. reticulatum*, Barrada, Iglesias y Castillejo (2004) encontraron que la población que estudiaron estaba formada mayoritariamente por individuos no adultos, los cuales constituyeron globalmente, para el conjunto de los dos años de su período de estudio, el 79.1% de las capturas que realizaron, frente a un 20.9% de individuos adultos; esos valores son muy diferentes de los obtenidos en el presente trabajo, en el que las capturas realizadas correspondieron a unos porcentajes de babosas de tamaño >0.2 g (adultas) del 67.9% en Monforte, del 53.5% en Abadín, del 26.8% en Cambados y del 48.9% en Santa Comba. Al igual que en el caso del patrón estacional de variación de la abundancia, las diferencias en los resultados de ambos trabajos se pueden explicar por los diferentes métodos de muestreo utilizados; por un lado, por que las trampas utilizadas en el presente trabajo producen una infravaloración de la abundancia de las babosas de pequeño tamaño y una sobrevaloración del tamaño medio de los individuos capturados; por otro lado, por que en el trabajo de Barrada, Iglesias y Castillejo (2004) la determinación del estado adulto o no adulto de *D. reticulatum* se realizó a partir del estudio citológico de la gónada de cada individuo capturado, mientras que en el presente trabajo, para determinar el carácter adulto de las babosas se utilizó sólo la masa corporal; teniendo en cuenta que el tamaño medio de los *D. reticulatum* adultos que fue determinado por Barker (1991) y por Barrada, Iglesias y Castillejo (2004) a partir del estudio citológico de las gónadas, fue de 227.6 mg y de 236.3 mg respectivamente, el criterio seguido en este trabajo de considerar adultos a aquellos *D. reticulatum* con un masa corporal >0.2 g pudo haber producido una sobrevaloración del nº de babosas adultas, tanto para las capturadas en suelos como en trampas.

Tras realizar los cálculos de la estructura de las poblaciones de *D. reticulatum* a partir de las capturas realizadas sólo en muestras de suelo, la representación de las babosas de tamaño <0.2 g (no adultas) sería del 88.5% en Monforte, del 91.7% en Abadín, del 94% en Cambados y del 90.9% en Santa Comba; estos valores conducen



a la conclusión de que las poblaciones están constituidas de forma mayoritaria por individuos inmaduros, pero en este caso las cifras están muy por encima del 79.1% de individuos inmaduros señalado por Barrada, Iglesias y Castillejo (2004); aunque no se puede descartar que estas diferencias sean debidas a variaciones interanuales y/o a diferencias entre localidades en la estructura de las poblaciones (Hunter, 1968; South, 1989b; Barker, 1991), existe otra diferencia metodológica entre el trabajo de Barrada, Iglesias y Castillejo (2004) y el presente trabajo, que puede contribuir a explicar los diferentes resultados: mientras que en el primero las capturas se realizaron por lavado y tamizado de muestras de suelo, en el segundo las capturas en suelos se realizaron por inundación progresiva a lo largo de tres días, por lo que es posible que una parte de los huevos de *D. reticulatum* que estuvieran contenidos en la muestra de suelo eclosionaran en el interior de los cubos (Choi *et al.*, 2004), dando lugar a individuos de tamaño ≤ 0.01 g; es decir, para las capturas a partir de muestras de suelo, el método de inundación progresiva puede producir una sobrevaloración de los individuos de tamaño ≤ 0.01 g (y por lo tanto, inmaduros) con respecto al método de lavado y tamizado.

Los resultados obtenidos en este trabajo con respecto al patrón estacional de variación de la abundancia y con respecto a la composición de las poblaciones de *D. reticulatum* por clases de tamaño, constituyen excelentes ejemplos de la enorme influencia que tienen los métodos de muestreo sobre los resultados, y resaltan la necesidad de conocer con detalle las propiedades de los métodos de muestreo para poder interpretar correctamente dichos resultados.

En relación a los períodos de reproducción, en la población de *D. reticulatum* de Vedra, Barrada, Iglesias y Castillejo (2004) encontraron puestas de huevos entre los meses de octubre y mayo, pero nunca entre junio y septiembre. En el presente trabajo, los resultados obtenidos en las poblaciones de Monforte, Cambados y Santa Comba parecen responder al mismo esquema: en la población de Monforte nunca se registraron individuos de tamaño ≤ 0.01 g en los meses de julio y agosto, ni tampoco entre los meses de julio y septiembre en Cambados y en Santa Comba, pero estos individuos aparecieron de forma continua en las tres poblaciones durante el otoño, el invierno y la primavera. En la población de Abadín, a diferencia de las otras, sí se registraron individuos de tamaño ≤ 0.01 g durante el verano; la zona de Abadín es la más fría de las 4 zonas de estudio, con una temperatura media anual de 10.6 °C frente a los 12.7 °C de Monforte y de Santa Comba, y los 15.4 °C de Cambados, y las temperaturas que se dan en Abadín durante el verano son comparables a las que se



dan durante la primavera en las otras zonas (TABLA 5.1), lo cual podría explicar la abundancia de individuos que se registró en Abadín durante buena parte del verano, así como la presencia de individuos de tamaño ≤ 0.01 g.

	Monforte		Abadín		Cambados		Santa Comba	
	Tª media (°C)	Precipitación (mm)	Tª media (°C)	Precipitación (mm)	Tª media (°C)	Precipitación (mm)	Tª media (°C)	Precipitación (mm)
Verano 2005	18.2±1.5	114.4	14.8±0.9	117.2	19.4±1.2	81.8	17.1±1.1	152.6
Verano 2006	19.3±1.2	105.4	15.9±0.7	158.4	20.2±1.3	159.0	17.8±1.0	279.0
Otoño 2005	9.2±4.6	237.6	8.4±3.7	616.0	13.1±3.0	448.0	10.5±3.4	549.8
Otoño 2006	10.9±4.3	399.8	9.6±3.5	677.0	14.6±3.5	957.8	11.8±3.5	1443.6
Invierno 2006	6.3±2.8	190.6	5.4±2.3	582.8	10.1±2.0	485.2	7.3±2.1	893.0
Invierno 2007	7.6±0.6	145.0	7.1±0.5	542.3	12.2±0.1	321.6	8.6±0.6	969.1
Primavera 2006	14.7±3.6	91.6	11.0±2.7	193.6	16.7±2.6	124.2	13.5±3.0	214.2
Primavera 2007	13.3±1.8	168.4	11.1±1.9	249.0	15.7±1.6	234.2	12.8±1.7	416.3

TABLA 5.1: Temperaturas medias y precipitaciones registradas en las cuatro zonas de estudio durante distintos períodos.

En el Reino Unido, South (1989ab) encontró que los períodos de puestas y de reclutamiento en las poblaciones de *D. reticulatum* ocurren desde a finales de la primavera hasta el otoño. También en poblaciones de *D. reticulatum* del Reino Unido, Bett (1960) y Hunter (1968) señalan que las abundancias más bajas se observan durante el invierno, y Hunter (1968) indica, además, que los mayores tamaños de población se dan en la primavera y el otoño. South (1989ab), por su parte, observa que los mayores tamaños de población de *D. reticulatum* se registran durante el verano. En praderas de Nueva Zelanda, Barker (1991) observa que por lo general las puestas de *D. reticulatum* se concentran en la primavera y el otoño, mientras que en el verano y el invierno las puestas son muy escasas o faltan por completo. En definitiva, se puede concluir que el ciclo anual de las poblaciones gallegas de *D. reticulatum* muestra en términos generales un patrón común bastante homogéneo, y diferenciado del que ha sido observado en otras zonas geográficas.

Con respecto a *A. intermedius*, las cuatro poblaciones estudiadas presentaron patrones temporales de variación de abundancia similares al señalado por Barrada, Iglesias y Castillejo (2004) en la localidad de Vedra, con abundancias elevadas durante la segunda mitad del otoño, el invierno y la primera mitad de la primavera, y abundancias reducidas el resto del año; en las cuatro poblaciones se registraron las cantidades más elevadas de individuos de tamaño ≤ 0.01 g durante el invierno y principios de la primavera, lo que se ajusta a la distribución temporal de puestas de huevos registrada en la localidad de Vedra. South (1989ab) en praderas del Reino



Unido, y Barker (1991) en praderas de Nueva Zelanda, señalan que las puestas de huevos de *A. intermedius* se producen a finales de verano y durante el otoño, y que el período de reclutamiento comprende el otoño y el invierno, siendo este el período de mayor abundancia de las poblaciones. South (1989ab), cuyos estudios tuvieron una duración de cuatro años, indica que el ciclo anual de *A. intermedius* es mucho menos variable, año tras año, que el ciclo de *D. reticulatum*, concluyendo que la dinámica de poblaciones de *A. intermedius* es menos sensible que la de *D. reticulatum* a las variaciones de factores ambientales como la temperatura y la precipitación; nuestros resultados, aunque indican un cierto desfase temporal del ciclo de las poblaciones gallegas de *A. intermedius* con respecto a las poblaciones del Reino Unido o de Nueva Zelanda, coinciden con lo señalado por South (1989ab) en cuanto a que los patrones de variación de abundancia a lo largo del año y los períodos de reclutamiento mostraron una variabilidad, entre localidades y entre años, menor que la observada en *D. reticulatum*.

Las poblaciones de *D. panormitanum* estudiadas en Cambados y en Santa Comba mostraron patrones de variación de abundancia muy similares entre sí, pero con diferencias entre los dos años de estudio; ambas poblaciones presentaron abundancias elevadas durante la primavera y reducidas durante el otoño; con respecto al verano la abundancia fue elevada en el primer año y baja en el segundo, y con respecto al invierno la abundancia fue baja en el primer año y elevada en el segundo. Estas diferencias interanuales resultan difíciles de explicar: aunque el nº total de capturas fue muy similar durante los dos años para ambas poblaciones, la variación de la estructura poblacional fue diferente, ya que en Cambados se dio una disminución del nº de babosas de tamaño >0.2 g, mientras que en Santa Comba se dio un aumento muy grande de estos individuos durante el segundo año de estudio. *D. panormitanum*, al igual que *D. reticulatum*, es una especie muy sensible a las condiciones térmicas (Barker, 2002), por lo que la variaciones interanuales observadas podrían deberse a que el primer verano, durante el que se registró una elevada abundancia, fue menos cálido que el segundo, mientras que el segundo invierno, en el que la abundancia también fue elevada, fue menos frío que el primero (TABLA 5.1). Con respecto a los períodos de reclutamiento no se observó la variabilidad interanual que se dio en términos de abundancia de las poblaciones: en ambas localidades se registraron individuos de tamaño ≤ 0.01 g desde finales del otoño, durante el invierno y, sobretodo, durante la primavera, en los dos años de estudio.



Conclusiones

- Dentro del ámbito geográfico estudiado, cada especie presenta un patrón característico de variación a lo largo del año en la abundancia y la estructura de las poblaciones, aunque puedan existir pequeñas diferencias entre localidades y entre años.
- Las cuatro especies estudiadas, *D. reticulatum*, *D. panormitanum*, *D. laeve* y *A. intermedius* tienen en común que sus poblaciones son abundantes durante el invierno y principios de la primavera, mientras que durante el verano su abundancia es reducida.

6. ESTUDIO DE LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL



6.1.- Introducción y objetivos

El estudio de la distribución espacial de los individuos en las poblaciones siempre ha suscitado el interés de los investigadores, aunque históricamente dicho estudio se ha desarrollado de forma bastante independiente en los ámbitos de la ecología animal y de la ecología vegetal (Krebs, 1999). Los ecólogos vegetales han utilizado tradicionalmente herramientas gráficas basadas en la representación de los individuos en mapas, con referencias espaciales y distancias entre individuos, datos para los cuales se han desarrollado con el tiempo potentes métodos de análisis (Dale, 1999). Por el contrario, en ecología animal, los únicos datos disponibles son muchas veces conteos realizados en unidades de muestra discretas, y los métodos de análisis se han basado generalmente en la relación entre la media y la varianza de la muestra (Perry, 1995).

La disposición en el espacio de los individuos de una población de organismos suele describirse mediante tres tipos básicos de distribuciones o patrones, que se caracterizan por presentar diferentes relaciones entre la varianza (S^2) y la media (\bar{x}) obtenidas a partir del recuento efectuado en el conjunto de las unidades de muestra (Tellería, 1986; Krebs, 1999):

- Distribución uniforme o regular: se caracteriza por que los individuos se reparten homogéneamente por el medio en el que viven, de manera que su número por unidad de superficie es más o menos constante. En esta distribución, la varianza (S^2) y la media (\bar{x}) obtenidas a partir del conjunto de unidades de muestra presentan una relación $S^2 < \bar{x}$. Esta distribución es rara en la naturaleza (Tellería, 1986).
- Distribución aleatoria: es aquella en la que cada organismo tiene la misma probabilidad de encontrarse en cualquier punto de su hábitat, lo que implica que su presencia es independiente de la de los demás individuos de la población. La varianza (S^2) y la media (\bar{x}) obtenidas a partir del conjunto de unidades de muestra presentan la relación $S^2 = \bar{x}$.
- Distribución contagiosa o en agregados: es aquella en la que los individuos tienden a concentrarse formando agregados, como consecuencia de la mutua atracción (gregarismo) o de la distribución heterogénea de las condiciones



ambientales, y es la más frecuente en la naturaleza (Tellería, 1986). La varianza (S^2) y la media (\bar{x}) obtenidas a partir del conjunto de unidades de muestra presentan la relación $S^2 > \bar{x}$.

La relación entre la varianza y la media (S^2/\bar{x}) se denomina índice de dispersión (I), y su valor es aproximadamente 1 si la distribución es aleatoria, es menor que 1 si se trata de una distribución uniforme, y es mayor que 1 si se trata de una distribución contagiosa, existiendo diversos procedimientos estadísticos que permitan valorar los intervalos de I a partir de los cuales se describe una u otra distribución, con su correspondiente grado de significación (Tellería, 1986).

Aunque el índice de dispersión es una de las formas más clásicas y simples para caracterizar la distribución espacial de los organismos, se ha demostrado que muchas distribuciones no aleatorias producen valores del índice de ≈ 1 , lo que ha dado lugar a la formulación de una gran variedad de índices diferentes para caracterizar la distribución espacial de los individuos de una población (Krebs, 1999). En este sentido, Elliot (1977) señaló que las tres propiedades básicas que debería reunir un índice de dispersión son: 1) el valor del índice debería cambiar gradualmente y de forma simétrica, desde la uniformidad máxima, pasando por la distribución aleatoria, hasta la agregación máxima, 2) debería ser independiente del tamaño de muestra, de la densidad de población, y del tamaño y la forma de la unidad de muestra, y 3) debería ser estadísticamente contrastable. Aunque algunos de los índices de distribución espacial disponibles en la actualidad cumplen en buena medida estos tres requisitos (Krebs, 1999), una crítica común a todos ellos es que los índices únicamente proporcionan un valor que intenta describir el tipo de distribución espacial de los organismos en estudio, pero desperdician una enorme cantidad de la información que proporciona el muestreo, y en concreto, no tienen en cuenta la localización espacial precisa de las unidades de muestra en las que realizan los conteos, ni la contribución de cada unidad de muestra a la distribución general (Perry y Hewitt, 1991). Debido a ello se han desarrollado otros métodos que tienen en cuenta la localización espacial de todos y cada uno de los individuos de la muestra, y que proporcionan mucha más información que los índices tradicionales, además de permitir estudiar de forma cuantitativa la existencia de relación entre la distribución espacial de diferentes especies, o entre especies y factores ambientales (Perry, 1995, 1998ab; Perry, Winder, Holland y Alston, 1999; Krebs, 1999).



Conocer la forma en la que los organismos están ordenados en el espacio es importante porque los procesos que conducen a una distribución espacial en agregados son muy diferentes biológicamente de los que conducen a una ordenación regular o al azar (Bohan *et al.*, 2000). La distribución espacial de una especie puede estar determinada por la heterogeneidad espacial de la distribución de determinados factores ambientales importantes para la especie en cuestión (temperaturas, humedad, alimento, refugio, etc.), o por características ligadas a la dinámica de poblaciones de la especie (natalidad, mortalidad, emigración, inmigración, etc.); en la naturaleza, a menudo resulta difícil decidir cual es la importancia relativa de uno y otro tipo de causas en la determinación de la distribución espacial que muestra la especie (Begon, Harper y Townsed, 1999). Los hábitats agrícolas, mucho más homogéneos que los naturales, permiten en gran medida descartar la heterogeneidad espacial de los factores ambientales como causa determinante de la distribución espacial de las especies, otorgando mucho más peso a la dinámica de poblaciones de cada especie (Bohan *et al.*, 2000). La mayoría de los estudios realizados hasta la actualidad sobre la distribución espacial en poblaciones de gasterópodos terrestres han mostrado que, incluso en hábitats uniformes, estos animales suelen presentar distribuciones de tipo agregado (South, 1965; Hunter, 1966; Airey, 1984; Barker, 1991; Bohan *et al.*, 2000; Archard *et al.*, 2004). La existencia de diferencias en la distribución espacial de las especies de gasterópodos terrestres que generalmente coexisten en las zonas agrícolas y que causan daños a los cultivos podría contribuir a explicar porqué, frecuentemente, los tratamientos de control no son igualmente eficaces para diferentes especies, de modo que el conocimiento de la dinámica espacial de las especies podría utilizarse para optimizar la aplicación de los tratamientos (Archard *et al.*, 2004).

El objetivo de este trabajo era el de caracterizar la distribución espacial de las principales especies de gasterópodos terrestres de las zonas de estudio, estudiar su variación a lo largo del tiempo y determinar la existencia de algún tipo de relación entre la distribución espacial de las diferentes especies.



6.2.- Tratamiento y análisis de datos

La distribución espacial de las principales especies de gasterópodos terrestres en las diferentes parcelas de estudio se analizó empleando un método paramétrico clásico en forma de índice de dispersión, concretamente el índice estandarizado de Morisita, y un método no paramétrico que utiliza toda la información espacial proporcionada por las muestras, denominado SADIE (Spatial Analysis by Distance IndicEs).

El índice estandarizado de Morisita (I_p) se basa en el índice de dispersión de Morisita (I_d) (Morisita, 1962), el cual se calcula mediante la siguiente expresión:

$$I_d = n \left[\frac{\sum x^2 - \sum x}{(\sum x)^2 - \sum x} \right]$$

donde:

I_d = índice de dispersión de Morisita

n = nº de unidades de muestra

$\sum x$ = suma de los conteos de las unidades de muestra = $x_1 + x_2 + x_3 \dots$

$\sum x^2$ = suma de los cuadrados de los conteos = $x_1^2 + x_2^2 + x_3^2 \dots$

Aunque este índice es sensible al tamaño de muestra, es independiente de la densidad de la población (Krebs, 1999), y permite contrastar la hipótesis nula de una distribución aleatoria mediante la expresión (Morisita, 1962):

$$\chi^2 = I_d (\sum x - 1) + n - \sum x \quad (\text{grados de libertad} = n - 1)$$

donde:

χ^2 = estadístico ji-cuadrado del índice de dispersión de Morisita



Para calcular el índice estandarizado de Morisita es necesario determinar dos valores críticos extremos del índice de Morisita, el índice de uniformidad (M_u) y el índice de agrupamiento (M_c), a partir de las siguientes fórmulas:

$$M_u = \frac{X_{.975}^2 - n + \sum x_i}{(\sum x_i) - 1} \quad M_c = \frac{X_{.025}^2 - n + \sum x_i}{(\sum x_i) - 1}$$

donde:

$X_{.975}^2$ = estadístico ji-cuadrado con (n-1) grados de libertad y un 97.5% del área a su derecha.

$X_{.025}^2$ = estadístico ji-cuadrado con (n-1) grados de libertad y un 2.5% del área a su derecha.

x_i = número de individuos en la unidad de muestra i ($i = 1, \dots, n$)

n = número de unidades de muestra

En función de los valores obtenidos para el índice de dispersión de Morisita (I_d) y de los valores extremos M_u y M_c se calcula el índice estandarizado de Morisita a partir de las siguientes fórmulas:

$$\text{Cuando } I_d \geq M_c > 1.0, \quad I_p = 0.5 + 0.5 \left(\frac{I_d - M_c}{n - M_c} \right)$$

$$\text{Cuando } M_c > I_d \geq 1.0, \quad I_p = 0.5 \left(\frac{I_d - 1}{M_u - 1} \right)$$

$$\text{Cuando } 1.0 > I_d > M_u, \quad I_p = -0.5 \left(\frac{I_d - 1}{M_u - 1} \right)$$

$$\text{Cuando } 1.0 > M_u > I_d, \quad I_p = -0.5 + 0.5 \left(\frac{I_d - M_u}{M_u} \right)$$

A diferencia del índice de dispersión de Morisita, cuyos valores extremos dependen del tamaño de muestra, el índice estandarizado de Morisita, I_p (Smith-Gill, 1975) varía entre -1 y +1, de modo que valores de $I_p < 0$ indican una distribución uniforme, $I_p = 0$ indica una distribución aleatoria, y valores de $I_p > 0$ indican una



distribución agregada, con intervalos de confianza al 95% situados en los valores -0.5 y $+0.5$. El índice estandarizado de Morisita es independiente del tamaño de la muestra, del tamaño de población, y es estadísticamente contrastable, por lo que se considera uno de los mejores índices de dispersión disponibles (Krebs, 1999).

SADIE es un conjunto de herramientas de análisis espacial desarrollado durante la pasada década por J. Perry y colaboradores en Rothamsted (Reino Unido) (Perry, 1995, 1998ab; Perry, Bell, Smith y Woiod, 1996; Perry *et al.*, 1999). Entre las principales ventajas del SADIE cabe destacar que es un método que tiene en cuenta la localización espacial de los datos, y que estos no necesitan ajustarse a ninguna distribución determinada (Perry, 1995, 1998ab). Este método permite no sólo caracterizar el tipo de distribución espacial de los organismos, al igual que hacen los clásicos índices de dispersión, sino que además realiza un completo análisis de la forma en la que los organismos están ordenados en la superficie muestreada, por lo que algunos autores prefieren hablar de análisis de la ordenación espacial, en lugar de análisis de la distribución espacial, para referirse a los estudios realizados con estas herramientas de análisis espacial (Bohan *et al.*, 2000). En los últimos años se han aplicado al estudio de numerosos organismos vegetales y animales (Maestre y Quero, 2008).

El método SADIE se basa en la *distancia a la regularidad* (D), que cuantifica la distancia que sería necesario desplazar a los individuos de la muestra para obtener una distribución regular, en la que el número de individuos fuera el mismo en todas las unidades de muestra; cuanto mayor es D , mayor agregación espacial reflejan los datos. El valor D se obtiene utilizando un algoritmo de transporte que busca la manera óptima de igualar el nº de individuos existentes en cada unidad de muestra, minimizando la distancia total que éstos necesitarían recorrer: para ello se establecen flujos de individuos (y fracciones de individuos) entre unidades donantes (aquellas con un número de individuos superior a la media) y unidades receptoras (aquellas con un número de individuos inferior a la media). En definitiva, D es una cuantificación del mínimo esfuerzo que se necesita para obtener una distribución espacial con la máxima regularidad (FIGURA 6.1).

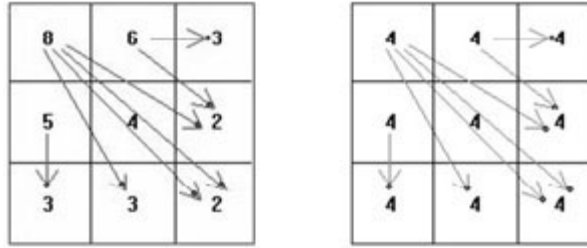


FIGURA 6.1: Ilustración del concepto de distancia a la regularidad (D). A la izquierda se encuentra la distribución original de los individuos de la muestra; a la derecha se muestra la distribución regular que se alcanza después de los flujos, representados por las flechas, entre unidades donantes y unidades receptoras; en este ejemplo, $D = 13.54$ (modificado del tutorial SADIE, disponible en <http://www.rothamsted.bbsrc.ac.uk/pie/sadie/>).

Para contrastar estadísticamente si la distribución espacial observada difiere de la aleatoriedad, SADIE realiza una prueba de permutaciones, en la que los valores observados (nº de individuos en cada unidad de muestra) se distribuyen al azar entre todas las unidades de muestra, varios cientos o miles de veces, y en cada permutación se calcula el valor D , de modo que finalmente se obtiene una distribución de frecuencias de valores de D : la relación entre el valor observado de D y el valor medio de D obtenido a partir de todas las permutaciones, da lugar a un índice de agregación, I_a , que es el que define el tipo de patrón espacial de los individuos, de forma equivalente a un índice de dispersión clásico. Si $I_a > 1$, los datos muestran una distribución agregada, si $I_a = 1$ la distribución es aleatoria, y si $I_a < 1$ la distribución es regular. El grado de significación estadística del valor D observado (y por extensión, del índice de agregación I_a ; Korie *et al.*, 2000) se obtiene a partir de la distribución de frecuencias de los valores D de las permutaciones, calculando la proporción de valores de D de las permutaciones que son iguales o mayores que el D observado (FIGURA 6.2).

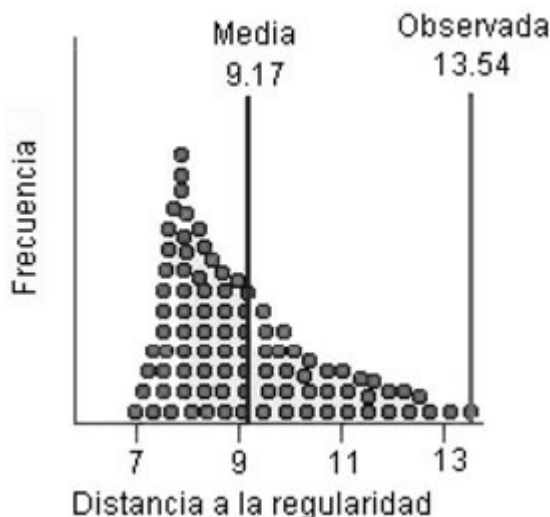


FIGURA 6.2: Distribución de frecuencias de los valores de distancia a la regularidad (D) obtenidos en 100 permutaciones de los datos de la FIGURA 6.1. El valor medio de D de las permutaciones es 9.17. En este ejemplo, el valor observado de $D = 13.54$ se sitúa en el extremo superior de la distribución de frecuencias, indicando que los datos muestran una distribución agregada estadísticamente significativa ($p=0.005$). El valor del índice de agregación I_a es 13.54 dividido por 9.17, es decir $I_a = 1.48$ (modificado del tutorial SADIE, disponible en <http://www.rothamsted.bbsrc.ac.uk/pie/sadie/>).

El índice de agregación I_a proporciona una caracterización general del patrón de distribución espacial de los individuos de la muestra pero, al igual que ocurre con los índices de dispersión clásicos, no recoge la información disponible sobre la localización espacial precisa de los individuos. Esa información se refleja mediante otro índice proporcionado por SADIE, que es el índice de agrupación v (Perry *et al.*, 1999), el cual mide la contribución de cada unidad de muestra al patrón espacial general de los datos, y permite delimitar espacialmente “manchas” (zonas con un nº de individuos superior a la media) y “claros” (zonas con un nº de individuos inferior a la media). Las unidades de muestra situadas dentro de una mancha tienen valores de v positivos y elevados ($v_i > 1.5$), mientras que aquellas que forman un claro presentan valores de v elevados y negativos ($v_j < -1.5$), y valores de v próximos a 1 indican una distribución aleatoria de los individuos en esa zona. El grado de significación estadística de las manchas y de los claros existentes en la muestra se obtiene por comparación de los valores medios de los v_i y v_j de todas las unidades de muestra (valores denominados V_i y V_j) con las distribuciones de frecuencias de valores de V_i y de V_j obtenidas a partir de una prueba de permutaciones, de forma equivalente a como se hace para obtener la significación del índice de agregación I_a . El índice de



agrupación v es una variable continua, lo que permite representar gráficamente la localización espacial de las manchas y de los claros en la superficie muestreada.

Otra aplicación del método SADIE permite comparar la ordenación espacial de dos conjuntos de datos procedentes de la misma parcela de estudio (por ejemplo dos especies, o una especie y un factor ambiental) para analizar la existencia de relación espacial (Perry y Dixon, 2002). Este análisis de relación espacial se realiza a nivel local, es decir, para cada unidad de muestra, de modo que si en una unidad se dan valores altos de la variable estudiada para uno de los conjuntos de datos (es decir, una mancha), mientras que para el otro conjunto de datos la variable presenta valores bajos (es decir, un claro), los dos conjuntos de datos estarán localmente disociados en esa unidad; si por el contrario, en dicha unidad ambos conjuntos de datos corresponden a un claro, o ambos corresponden a una mancha, los dos conjuntos de datos estarán localmente asociados en esa unidad; la medida del grado de asociación local para cada unidad de muestra, denominada x_i , es también una variable continua, por lo que puede ser representada gráficamente en un mapa bidimensional para visualizar las zonas en las que se dan diferentes grados de asociación o de disociación entre los dos conjuntos de datos. A nivel global para el conjunto de la superficie muestreada, SADIE proporciona un índice de relación espacial (X), con su correspondiente grado de significación derivado también de una prueba de permutaciones: frente a la hipótesis nula de no relación (es decir, que la ordenación espacial de cada conjunto de datos es independiente de la ordenación espacial del otro conjunto), los valores de X son estadísticamente significativos si $p < 0,025$ en los casos de asociación global, o si $p > 0.975$ en los casos de disociación global.

En el presente trabajo, el estudio de la distribución y relaciones espaciales de los gasterópodos terrestres se realizó a partir de los conteos realizados en las trampas de las parcelas de Monforte y de Santa Comba, las cuales configuran una cuadrícula regular de 10×4 unidades. No se realizó para las parcelas de Cambados y de Santa Comba, debido a que en éstas las trampas no presentaban una distribución regular.

El patrón de distribución espacial se analizó para las principales especies de cada localidad y para las puestas de huevos de gasterópodos terrestres que se registraron en las trampas, utilizando el índice de dispersión estandarizado de Morisita y los índices de agregación y de agrupación del método SADIE. El análisis se hizo por separado para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g, para los individuos de tamaño > 0.2 g, y para el conjunto de ambos tipos de individuos. Se excluyó del cómputo de



animales a los individuos de tamaño ≤ 0.01 g debido a la infravaloración que proporcionan las trampas sobre la abundancia de estos individuos (presente trabajo).

La existencia de relación espacial entre las distintas especies de cada localidad se analizó, utilizando el método SADIE, para el conjunto de individuos de cada especie, excluyendo también del cómputo a los individuos de tamaño ≤ 0.01 g. Se analizó también la existencia de relación espacial entre las puestas de huevos de gasterópodos terrestres registradas bajo las trampas (considerando como una puesta cualquier huevo aislado, o cualquier masa individual de huevos) y los gasterópodos totales de cada parcela.

Para el cálculo del índice estandarizado de Morisita se utilizó el programa informático Ecological Methodology versión 6.1 (Exeter Software), basado en Krebs (1999). Para cada categoría de tamaño, el índice de dispersión estandarizado de Morisita se calculó sólo en aquellos casos en los que el nº de individuos era >5 . Para los análisis del método SADIE se empleó el programa SADIEShell (disponible en la dirección de Internet <http://www.rothamsted.bbsrc.ac.uk/pie/sadie/>). Los análisis con el método SADIE se realizaron sólo en aquellos casos en los que el nº de individuos era igual o superior al nº de unidades de muestra, es decir, ≥ 40 . Para el cálculo de los niveles de significación de los distintos índices se emplearon 5967 permutaciones en los análisis del patrón de distribución, y 10000 permutaciones en los análisis de asociación espacial. Los mapas de los índices de agrupación, en los que se visualiza la ordenación espacial en forma de manchas y de claros, y los mapas de asociación local, se realizaron mediante interpolación lineal con el programa Surfer (Golden Software). Cada uno de los mapas que se muestran en los resultados está identificado, en su parte superior, por el nº de muestreo y la fecha a la que corresponde.



6.3.- Resultados

6.3.1.- Análisis de la distribución espacial

6.3.1.1.- *Deroceras reticulatum*

▪ Localidad de Monforte

Los valores del índice estandarizado de Morisita (I_p) (TABLA 6.1) indican un patrón de distribución espacial de tipo agregado para todas las clases de tamaño, en la mayoría de los muestreos (14 casos sobre 25 para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g; 19 casos sobre 23 para los individuos de tamaño >0.2 g; 23 casos sobre 24 para los individuos totales). Por el contrario, según el índice de agregación I_a del método SADIE (TABLA 6.2), la distribución espacial de *D. reticulatum* en esta parcela no fue significativamente diferente de la aleatoriedad en la mayoría de los casos (10 casos sobre 12 para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g; 13 casos sobre 15 para los individuos de tamaño >0.2 g; 14 casos sobre 19 para los individuos totales). La TABLA 6.3 muestra los valores medios del índice de agrupación de las manchas (V_i) y de los claros (V_j), y las FIGURAS 6.3, 6.4 y 6.5 muestran los mapas del índice de agrupación (v), en los que se indican las manchas en color rojo y los claros en color azul, mientras que las zonas en blanco corresponden a zonas en las que la distribución de los individuos es aleatoria; en los mapas que se muestran, el margen izquierdo se corresponde con la zona de la parcela en la que se encontraba el pequeño arroyo que delimitaba la pradera (fila 1 de trampas), y el margen derecho se corresponde con la fila 4 de trampas.

El índice de agregación I_a señaló patrones de distribución de tipo agregado en los siguientes casos:

- diciembre de 2005 (muestreo nº 8) para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g (nº de individuos =54) y para los individuos totales (nº de individuos =128); los valores medios del índice de agrupación de las manchas (V_i) y del índice de agrupación de los claros (V_j) indican que en ambos casos fueron estadísticamente significativos tanto los claros como las manchas. En el caso de los individuos de tamaño 0.02-0.2 g, existió una gran mancha en la zona inferior de la parcela y un gran claro en la zona superior; al tener en cuenta la totalidad de los individuos, la mancha estaba



localizada en la parte inferior derecha de la parcela y el claro en la parte superior izquierda.

- abril de 2006 (muestreo nº 12) para los individuos de tamaño >0.2 g (nº de individuos =239) y para los individuos totales (nº de individuos =280). Los valores medios de V_i y de V_j indican que en ambos casos las manchas y los claros fueron estadísticamente significativos. Tanto para los individuos de tamaño >0.2 g como para los individuos totales existió una mancha en la zona central de la parte derecha de la parcela, y varios claros situados en la parte superior y en la parte derecha de la parcela.
- octubre de 2006 (muestreo nº 19) para el total de individuos (nº de individuos = 48). Existió una mancha en la zona central de la parcela y un claro en la parte superior, ambos estadísticamente significativos.
- enero de 2007 (muestreo nº 22) para los individuos de tamaño >0.2 g (nº de individuos =324) y para los individuos totales (nº de individuos =428). En ambos casos existió una mancha en la zona central de la parte derecha de la parcela, y un claro en la parte superior. Los claros resultaron estadísticamente significativos en ambos casos, pero las manchas sólo fueron significativas para los individuos de tamaño >0.2 g.
- junio de 2007 (muestreo nº 26) para los individuos de tamaño $0.02-0.2$ g (nº de individuos =105) y para los individuos totales (nº de individuos =123). En ambos casos existió un claro estadísticamente significativo en la zona superior izquierda de la parcela; la mancha existente en la parte central de la zona derecha de la parcela no fue significativa en ninguno de los dos casos.



	Individuos 0.02-0.2 g			Individuos >0.2 g			Individuos totales		
Fecha	I_p	p	Patrón espacial	I_p	p	Patrón espacial	I_p	p	Patrón espacial
31/05/05	-0.128	N.S.		0.514	p<0.05	Agregado	0.514	p<0.05	Agregado
29/06/05	0.509	p<0.05	Agregado				0.511	p<0.05	Agregado
26/07/05	0.529	p<0.05	Agregado						
23/08/05	0.510	p<0.05	Agregado	0.510	p<0.05	Agregado	0.512	p<0.05	Agregado
20/09/05	0.190	N.S.		0.505	p<0.05	Agregado	0.504	p<0.05	Agregado
20/10/05	0.503	p<0.05	Agregado	0.459	N.S.		0.505	p<0.05	Agregado
15/11/05	0.504	p<0.05	Agregado	0.503	p<0.05	Agregado	0.503	p<0.05	Agregado
13/12/05	0.154	N.S.		0.509	p<0.05	Agregado	0.504	p<0.05	Agregado
10/01/06	0.519	p<0.05	Agregado	0.506	p<0.05	Agregado	0.505	p<0.05	Agregado
07/02/06	0.517	p<0.05	Agregado	0.510	p<0.05	Agregado	0.511	p<0.05	Agregado
07/03/06	0.521	p<0.05	Agregado	0.518	p<0.05	Agregado	0.516	p<0.05	Agregado
03/04/06	0.438	N.S.		0.510	p<0.05	Agregado	0.508	p<0.05	Agregado
02/05/06	-0.204	N.S.		0.506	p<0.05	Agregado	0.505	p<0.05	Agregado
05/06/06				0.224	N.S.		0.315	N.S.	
04/07/06	0.452	N.S.							
01/08/06	0.148	N.S.		0.646	p<0.05	Agregado	0.525	p<0.05	Agregado
29/08/06	0.224	N.S.		0.508	p<0.05	Agregado	0.521	p<0.05	Agregado
26/09/06	0.029	N.S.		0.486	N.S.		0.505	p<0.05	Agregado
24/10/06	0.507	p<0.05	Agregado	-0.359	N.S.		0.503	p<0.05	Agregado
21/11/06	0.092	N.S.		0.503	p<0.05	Agregado	0.504	p<0.05	Agregado
26/12/06	0.515	p<0.05	Agregado	0.503	p<0.05	Agregado	0.503	p<0.05	Agregado
23/01/07	0.503	p<0.05	Agregado	0.507	p<0.05	Agregado	0.505	p<0.05	Agregado
26/02/07	0.506	p<0.05	Agregado	0.509	p<0.05	Agregado	0.508	p<0.05	Agregado
30/03/07	-0.053	N.S.		0.508	p<0.05	Agregado	0.508	p<0.05	Agregado
30/04/07	0.507	p<0.05	Agregado	0.510	p<0.05	Agregado	0.509	p<0.05	Agregado
05/06/07	0.518	p<0.05	Agregado	0.521	p<0.05	Agregado	0.511	p<0.05	Agregado

TABLA 6.1: Valores del índice estandarizado de Morisita (I_p) y su significación (p), para la distribución espacial de *D. reticulatum* en la localidad de Monforte a lo largo del período de estudio. N.S.= no significativo.



Fecha	Individuos 0.02-0.2 g			Individuos >0.2 g			Individuos totales		
	I_a	p	Patrón espacial	I_a	p	Patrón espacial	I_a	p	Patrón espacial
31/05/05				0.849	N.S.		0.849	N.S.	
29/06/05	1.194	N.S.					1.194	N.S.	
26/07/05									
23/08/05	1.336	N.S.		1.147	N.S.		1.313	N.S.	
20/09/05				1.158	N.S.		1.098	N.S.	
20/10/05									
15/11/05	1.049	N.S.					1.075	N.S.	
13/12/05	2.586	p<0.001	Agregado	1.379	N.S.		1.933	p<0.01	Agregado
10/01/06	0.981	N.S.		1.351	N.S.		1.406	N.S.	
07/02/06	0.794	N.S.		1.267	N.S.		1.324	N.S.	
07/03/06				1.208	N.S.		1.131	N.S.	
03/04/06	0.939	N.S.		1.555	p<0.05	Agregado	1.589	p<0.05	Agregado
02/05/06				1.329	N.S.		1.256	N.S.	
05/06/06									
04/07/06									
01/08/06									
29/08/06									
26/09/06									
24/10/06							1.557	p<0.05	Agregado
21/11/06				1.061	N.S.		1.030	N.S.	
26/12/06				1.387	N.S.		1.316	N.S.	
23/01/07	0.923	N.S.		1.688	p<0.05	Agregado	1.500	p<0.05	Agregado
26/02/07	0.772	N.S.		1.107	N.S.		1.092	N.S.	
30/03/07	0.774	N.S.		1.120	N.S.		1.098	N.S.	
30/04/07	1.108	N.S.		0.981	N.S.		1.080	N.S.	
05/06/07	1.554	p<0.05	Agregado				1.505	p<0.05	Agregado

TABLA 6.2: Valores del índice de agregación (I_a) del método SADIE, y su significación (p), para la distribución espacial de *D. reticulatum* en la localidad de Monforte a lo largo del período de estudio. N.S.= no significativo.



Fecha	Individuos 0.02-0.2 g		Individuos >0.2 g		Individuos totales	
	V_i	V_j	V_i	V_j	V_i	V_j
31/05/05			0.88 (0.643)	-0.85 (0.715)	0.88 (0.672)	-0.85 (0.734)
29/06/05	1.09 (0.245)	-1.23 (0.142)			1.10 (0.233)	-1.22 (0.142)
26/07/05	1.18 (0.170)	-1.18 (0.173)				
23/08/05	1.30 (0.098)	-1.30 (0.100)	1.29 (0.095)	-1.13 (0.224)	1.28 (0.108)	-1.24 (0.138)
20/09/05			1.13 (0.220)	-1.10 (0.254)	0.80 (0.253)	-1.03 (0.321)
20/10/05						
15/11/05	1.05 (0.295)	-1.06 (0.295)			1.06 (0.303)	-0.10 (0.393)
13/12/05	2.41 (0.001)	-2.68 (0.001)	1.29 (0.100)	-1.37 (0.075)	1.94 (0.003)	-1.80 (0.001)
10/01/06	0.92 (0.56)	-0.10 (0.382)	1.30 (0.100)	-1.41 (0.063)	1.26 (0.118)	-1.41 (0.058)
07/02/06	0.86 (0.70)	-0.80 (0.838)	1.07 (0.270)	-1.07 (0.285)	1.28 (0.109)	-1.31 (0.097)
07/03/06			1.09 (0.251)	-1.16 (0.179)	1.01 (0.227)	-1.17 (0.181)
03/04/06	0.97 (0.472)	-0.94 (0.535)	1.54 (0.033)	-1.63 (0.019)	1.56 (0.029)	-1.56 (0.028)
02/05/06			1.11 (0.134)	-1.30 (0.097)	0.07 (0.154)	-1.29 (0.095)
05/06/06						
04/07/06						
01/08/06						
29/08/06						
26/09/06						
24/10/06					1.47 (0.043)	-1.57 (0.031)
21/11/06			0.93 (0.509)	-1.08 (0.257)	0.58 (0.442)	-1.02 (0.356)
26/12/06			1.26 (0.106)	-1.39 (0.059)	1.38 (0.065)	-1.36 (0.068)
23/01/07	0.89 (0.626)	-0.95 (0.470)	1.53 (0.031)	-1.57 (0.026)	1.39 (0.064)	-1.52 (0.035)
26/02/07	0.75 (0.952)	-0.78 (0.907)	1.05 (0.296)	-1.03 (0.335)	1.06 (0.291)	-1.07 (0.282)
30/03/07	0.76 (0.974)	-0.77 (0.940)	1.05 (0.296)	-1.16 (0.173)	0.10 (0.377)	-1.07 (0.266)
30/04/07	0.79 (0.148)	-1.15 (0.181)	1.04 (0.318)	-1.02 (0.350)	1.08 (0.258)	-1.13 (0.202)
05/06/07	1.38 (0.066)	-1.59 (0.023)			1.26 (0.114)	-1.50 (0.036)

TABLA 6.3: Valores medios del índice de agrupación de las manchas (V_i) y del índice de agrupación de los claros (V_j) para la ordenación espacial (método SADIE) de *D. reticulatum* en la localidad de Monforte a lo largo del período de estudio. La significación (p) se muestra entre paréntesis, y los valores significativos se indican en negrita.

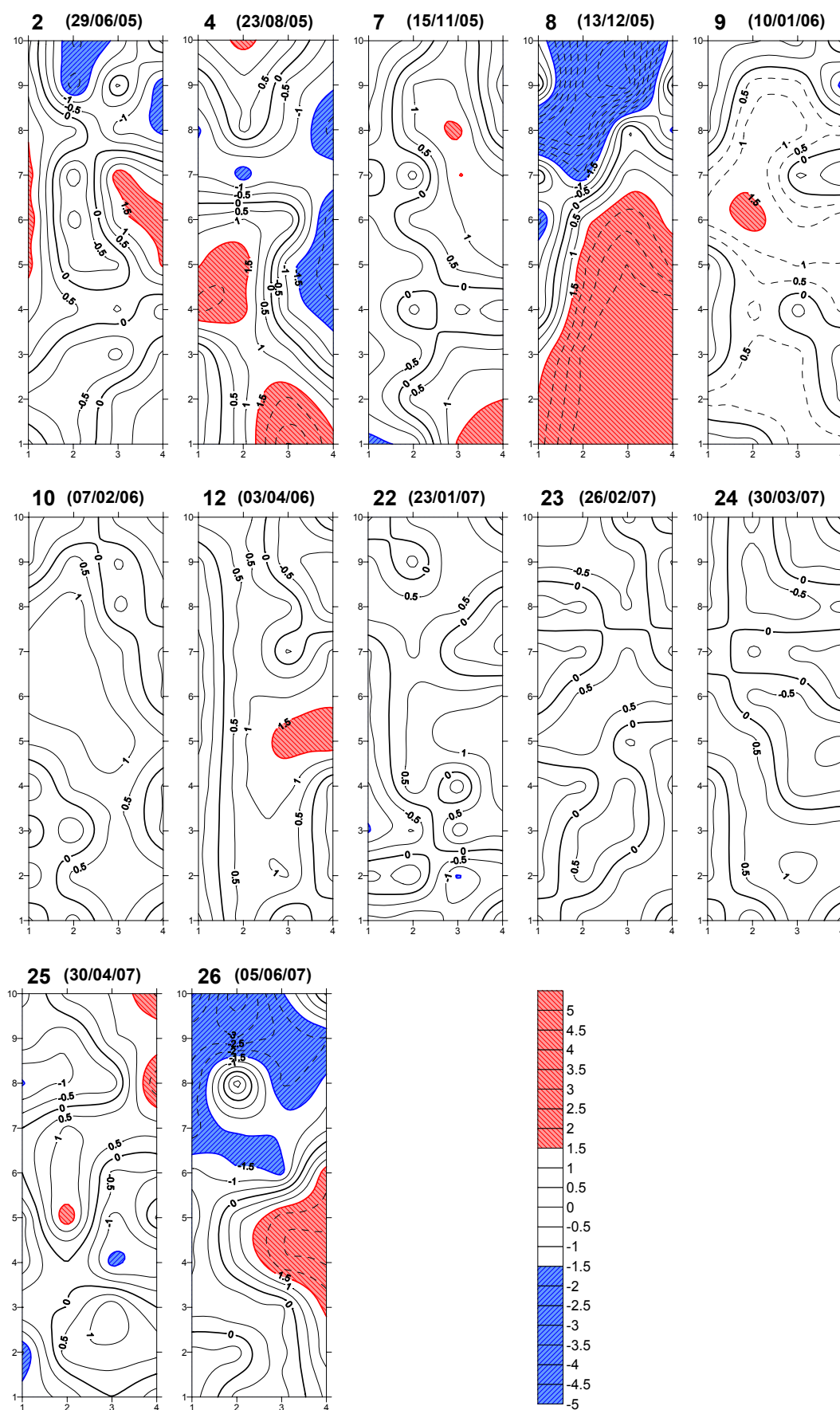


FIGURA 6.3: Mapas del índice de agrupación (v) de los *D. reticulatum* de tamaño 0.02-0.2 g en la localidad de Monforte. Manchas en rojo, claros en azul.

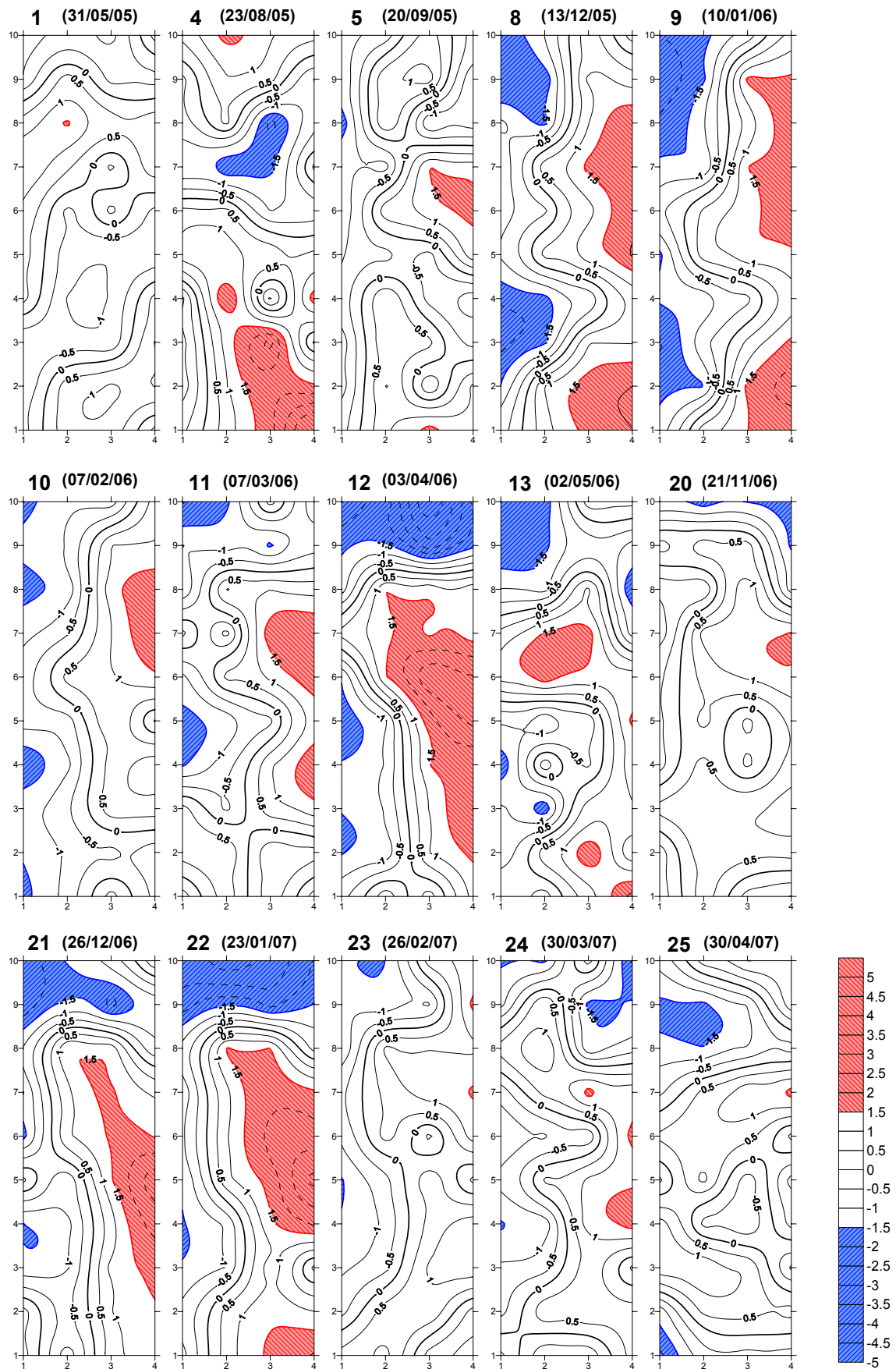


FIGURA 6.4: Mapas del índice de agrupación (v) de los *D. reticulatum* de tamaño >0.2 g en la localidad de Monforte. Manchas en rojo, claros en azul.

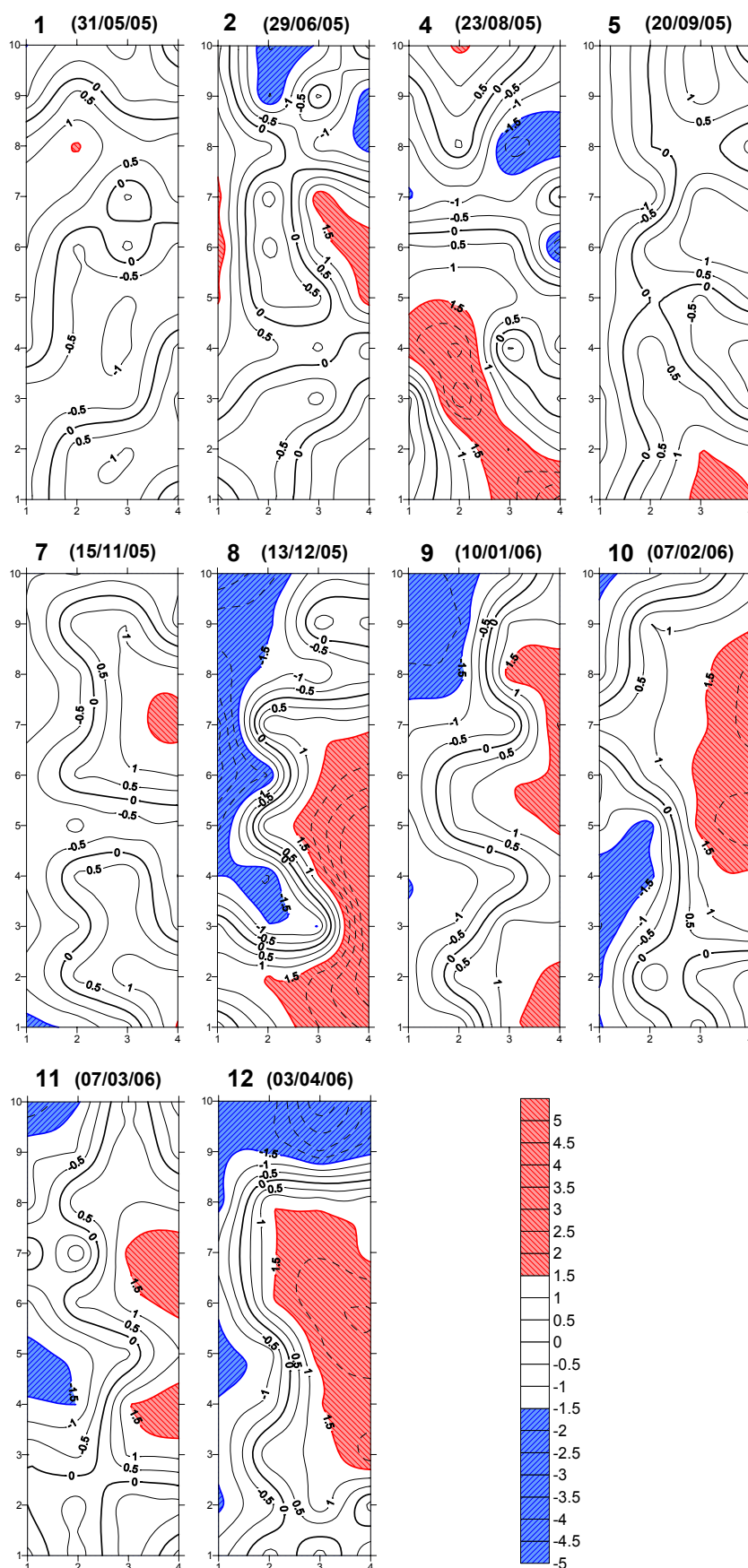


FIGURA 6.5: Mapas del índice de agrupación (v) de los individuos totales de *D. reticulatum* en la localidad de Monforte. Manchas en rojo, claros en azul.

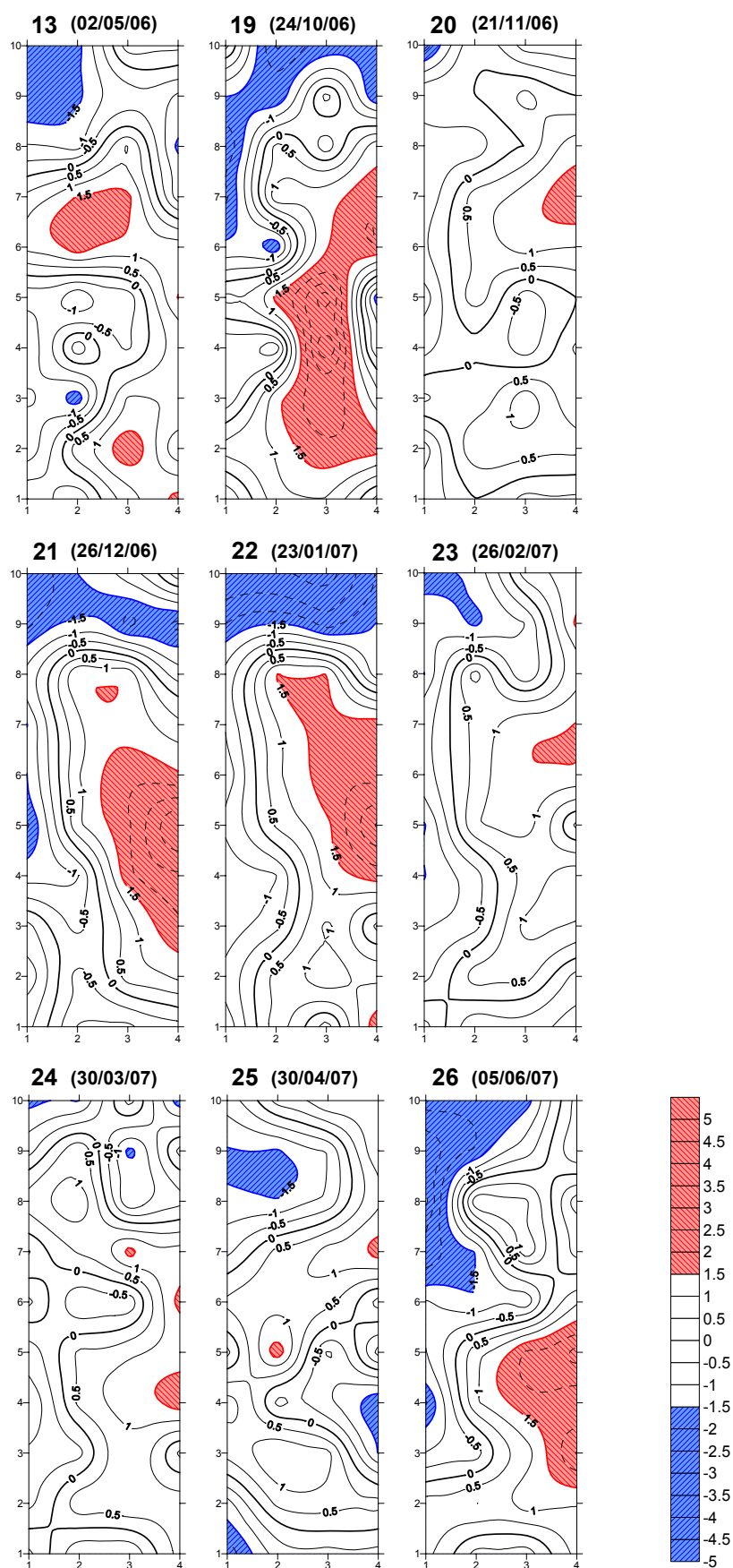


FIGURA 6.5 (continuación): Mapas del índice de agrupación (v) de los individuos totales de *D. reticulatum* en la localidad de Monforte. Manchas en rojo, claros en azul.



▪ Localidad de Santa Comba

Al igual que en la localidad de Monforte, el índice estandarizado de Morisita (I_p) (TABLA 6.4) indica un patrón de distribución espacial de tipo agregado para todas las clases de tamaño de *D. reticulatum*, en la mayoría de los muestreos realizados en la parcela de Santa Comba (15 casos sobre 21 para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g; 19 casos sobre 25 para los individuos de tamaño >0.2 g; 21 casos sobre 25 para los individuos totales), pero el índice de agregación I_a del método SADIE (TABLA 6.5) indica que la distribución espacial fue aleatoria en la mayoría de los casos (8 casos sobre 13 para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g; 9 casos sobre 10 para los individuos de tamaño >0.2 g; 18 casos sobre 19 para los individuos totales). La TABLA 6.6 muestra los valores medios del índice de agrupación de las manchas (V_i) y de los claros (V_j), y las FIGURAS 6.6, 6.7 y 6.8 muestran los mapas del índice de agrupación (v), en los que se indican las manchas en color rojo y los claros en color azul; el margen izquierdo de los mapas se corresponde con el borde del prado que limitaba con un terreno ocupado por frutales y cultivos hortícolas (fila 1 de trampas), y el margen derecho se corresponde con la fila 4 de trampas.

El índice de agregación I_a señaló patrones de distribución de tipo agregado en los siguientes casos:

- agosto de 2005 (muestreo nº 3) para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g (nº de individuos =72). Los valores medios de los índices de agrupación indican que los claros, situados en la parte central izquierda de la parcela, fueron estadísticamente significativos, mientras que las manchas, localizadas en el centro de la parcela y en la esquina inferior izquierda, no fueron significativas. Para los individuos de tamaño >0.2 g (nº de individuos =110) y para los individuos totales (nº de individuos =182), el índice global de agregación I_a no indica un patrón espacial significativamente diferente de la aleatoriedad, aunque ambos muestran claros significativos a nivel local.
- finales de enero de 2006 (muestreo nº 9) para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g (nº de individuos =54). Las manchas y los claros existentes fueron estadísticamente significativos, existiendo una mancha en la zona central derecha de la parcela y un claro en la parte inferior izquierda.



- finales de marzo de 2006 (muestreo nº 11) para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g (nº de individuos =110). Las manchas y los claros existentes fueron estadísticamente significativos; existieron dos manchas en la parte inferior derecha y un gran claro en la parte superior derecha de la parcela.
- abril de 2006 (muestreo nº 12) para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g (nº de individuos =110). El claro existente en la parte superior de la parcela fue estadísticamente significativo; la mancha localizada en la parte central de la parcela no resultó significativa.
- febrero de 2007 (muestreo nº 22) para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g (nº de individuos =41). Existieron varios claros estadísticamente significativos en el cuadrante inferior derecho de la parcela; las manchas, localizadas principalmente en la parte superior de la parcela, no resultaron significativas.
- abril de 2007 (muestreo nº 24) para los individuos de tamaño >0.2 g (nº de individuos =209) y para los individuos totales (nº de individuos =240). En ambos casos, las manchas y los claros fueron significativos. Existió una mancha en la parte superior derecha de la parcela y uno (individuos totales) o dos (individuos de tamaño >0.2 g) claros en la parte central izquierda e inferior derecha de la parcela.



Fecha	Individuos 0.02-0.2 g			Individuos >0.2 g			Individuos totales		
	I_p	p	Patrón espacial	I_p	p	Patrón espacial	I_p	p	Patrón espacial
21/06/05	0.505	p<0.05	Agregado	0.505	p<0.05	Agregado	0.504	p<0.05	Agregado
19/07/05	0.521	p<0.05	Agregado	0.516	p<0.05	Agregado	0.520	p<0.05	Agregado
16/08/05	0.512	p<0.05	Agregado	0.515	p<0.05	Agregado	0.512	p<0.05	Agregado
13/09/05	0.520	p<0.05	Agregado	0.391	N.S.		0.509	p<0.05	Agregado
11/10/05				0.016	N.S.		0.142	N.S.	
08/11/05				0.533	p<0.05	Agregado	0.530	p<0.05	Agregado
06/12/05				0.197	N.S.		0.270	N.S.	
02/01/06	-0.082	N.S.		0.325	N.S.		0.147	N.S.	
31/01/06	0.507	p<0.05	Agregado	0.500	p<0.05	Agregado	0.504	p<0.05	Agregado
01/03/06	0.502	p<0.05	Agregado	0.502	p<0.05	Agregado	0.503	p<0.05	Agregado
28/03/06	0.493	N.S.		0.501	p<0.05	Agregado	0.500	p<0.05	Agregado
25/04/06	0.229	N.S.		0.502	p<0.05	Agregado	0.501	p<0.05	Agregado
29/05/06	0.509	p<0.05	Agregado	0.521	p<0.05	Agregado	0.511	p<0.05	Agregado
27/06/06	0.324	N.S.		0.190	N.S.		0.344	N.S.	
26/07/06	0.518	p<0.05	Agregado				0.520	p<0.05	Agregado
22/08/06	0.509	p<0.05	Agregado	0.592	p<0.05	Agregado	0.555	p<0.05	Agregado
19/09/06	-0.134	N.S.		0.509	p<0.05	Agregado	0.503	p<0.05	Agregado
20/10/06				0.507	p<0.05	Agregado	0.505	p<0.05	Agregado
14/11/06				0.538	p<0.05	Agregado			
19/12/06	0.506	p<0.05	Agregado	0.345	N.S.		0.504	p<0.05	Agregado
16/01/07	0.444	N.S.		0.511	p<0.05	Agregado	0.507	p<0.05	Agregado
19/02/07	0.502	p<0.05	Agregado	0.504	p<0.05	Agregado	0.505	p<0.05	Agregado
20/03/07	0.502	p<0.05	Agregado	0.503	p<0.05	Agregado	0.503	p<0.05	Agregado
23/04/07	0.502	p<0.05	Agregado	0.512	p<0.05	Agregado	0.512	p<0.05	Agregado
29/05/07	0.502	p<0.05	Agregado	0.526	p<0.05	Agregado	0.503	p<0.05	Agregado
26/06/07	0.502	p<0.05	Agregado	0.519	p<0.05	Agregado	0.504	p<0.05	Agregado

TABLA 6.4: Valores del índice estandarizado de Morisita (I_p) y su significación (p), para la distribución espacial de *D. reticulatum* en la localidad de Santa Comba a lo largo del período de estudio. N.S.= no significativo.



Fecha	Individuos 0.02-0.2 g			Individuos >0.2 g			Individuos totales		
	I_a	p	Patrón espacial	I_a	p	Patrón espacial	I_a	p	Patrón espacial
21/06/05	1.164	N.S.	Agregado	1.336	N.S.		1.328	N.S.	
19/07/05	1.329	N.S.					1.287	N.S.	
16/08/05	1.480	p<0.05					1.390	N.S.	
13/09/05									
11/10/05									
08/11/05			Agregado	1.148	N.S.				
06/12/05									
02/01/06							0.865	N.S.	
31/01/06	1.542	p<0.05					0.978	N.S.	
01/03/06	0.965	N.S.					1.065	N.S.	
28/03/06	1.772	p<0.01	Agregado	1.422	N.S.		0.898	N.S.	
25/04/06	1.552	p<0.05	Agregado	1.143	N.S.		1.095	N.S.	
29/05/06				1.088	N.S.		0.993	N.S.	
27/06/06							0.872	N.S.	
26/07/06	1.050	N.S.					1.149	N.S.	
22/08/06			Agregado	0.792	N.S.				
19/09/06									
20/10/06							0.847	N.S.	
14/11/06									
19/12/06	0.830	N.S.					0.820	N.S.	
16/01/07			Agregado	0.883	N.S.		0.939	N.S.	
19/02/07	1.640	p<0.05		1.060	N.S.		0.942	N.S.	
20/03/07	1.389	N.S.		0.913	N.S.		0.927	N.S.	
23/04/07				1.989	p<0.01		2.026	p<0.01	
29/05/07	1.108	N.S.					1.148	N.S.	
26/06/07	1.113	N.S.					1.085	N.S.	

TABLA 6.5: Valores del índice de agregación (I_a) del método SADIE, y su significación (p), para la distribución espacial de *D. reticulatum* en la localidad de Santa Comba a lo largo del período de estudio. N.S.= no significativo.



Fecha	Individuos 0.02-0.2 g		Individuos >0.2 g		Individuos totales	
	V_i	V_j	V_i	V_j	V_i	V_j
21/06/05	1.03 (0.323)	-1.21 (0.142)			1.36 (0.075)	-1.26 (0.118)
19/07/05	1.20 (0.083)	-1.30 (0.095)			1.16 (0.102)	-1.23 (0.129)
16/08/05	1.11 (0.073)	-1.47 (0.047)	1.26 (0.120)	-1.61 (0.020)	1.33 (0.081)	-1.45 (0.042)
13/09/05						
11/10/05						
08/11/05						
06/12/05						
02/01/06					0.80 (0.876)	-0.87 (0.693)
31/01/06	1.52 (0.032)	-1.54 (0.030)			0.96 (0.465)	-0.97 (0.434)
01/03/06	0.99 (0.399)	-0.96 (0.456)	1.17 (0.168)	-1.14 (0.192)	0.99 (0.418)	-1.07 (0.280)
28/03/06	1.87 (0.006)	-1.72 (0.012)	1.36 (0.074)	-1.28 (0.102)	0.84 (0.749)	-0.88 (0.656)
25/04/06	1.35 (0.074)	-1.59 (0.028)	1.00 (0.373)	-1.03 (0.330)	0.93 (0.328)	-1.01 (0.352)
29/05/06			0.98 (0.408)	-1.09 (0.253)	0.93 (0.515)	-0.95 (0.489)
27/06/06					0.85 (0.739)	-0.87 (0.688)
26/07/06	1.05 (0.302)	-1.04 (0.324)			1.14 (0.191)	-1.14 (0.191)
22/08/06						
19/09/06						
20/10/06			0.83 (0.830)	-0.79 (0.898)	0.88 (0.655)	-0.85 (0.752)
14/11/06						
19/12/06	0.80 (0.878)	-0.85 (0.755)			0.79 (0.899)	-0.80 (0.879)
16/01/07			0.84 (0.753)	-0.85 (0.745)	0.88 (0.655)	-0.87 (0.677)
19/02/07	1.59 (0.026)	-1.64 (0.020)	1.04 (0.318)	-1.01 (0.349)	0.91 (0.592)	-0.88 (0.675)
20/03/07	1.40 (0.062)	-1.37 (0.075)	0.87 (0.704)	-0.93 (0.542)	0.75 (0.543)	-0.89 (0.636)
23/04/07			1.75 (0.010)	-1.88 (0.005)	1.75 (0.013)	-2.04 (0.002)
29/05/07	1.15 (0.198)	-1.12 (0.235)			0.82 (0.222)	-1.12 (0.226)
26/06/07	1.15 (0.203)	-0.99 (0.409)			1.12 (0.221)	-1.04 (0.314)

TABLA 6.6: Valores medios del índice de agrupación de las manchas (V_i) y del índice de agrupación de los claros (V_j) para la ordenación espacial (método SADIE) de *D. reticulatum* en la localidad de Santa Comba a lo largo del período de estudio. La significación (p) se muestra entre paréntesis, y los valores significativos se indican en negrita.

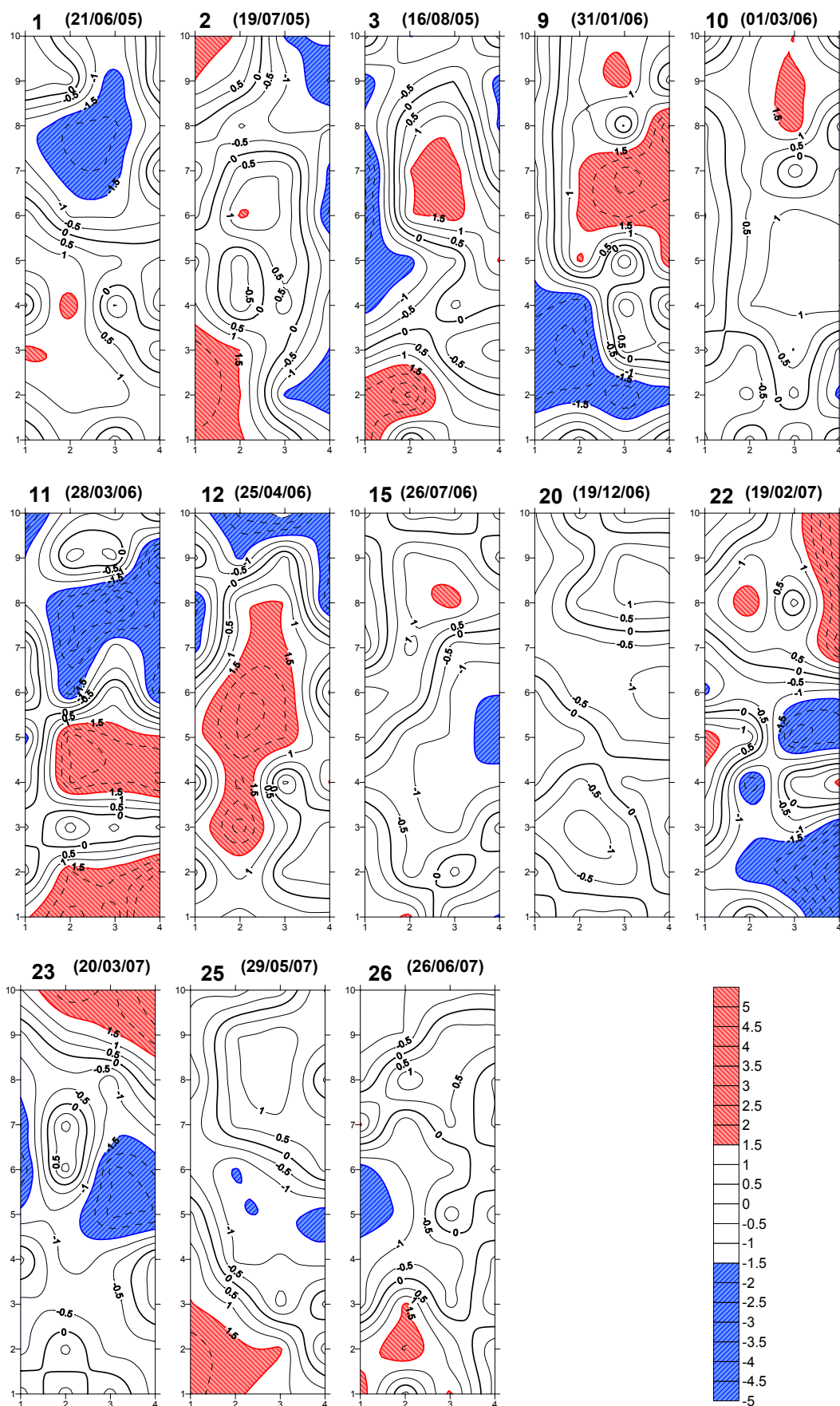


FIGURA 6.6: Mapas del índice agrupación (v) de los *D. reticulatum* de tamaño 0.02-0.2 g en la localidad de Santa Comba. Manchas en rojo, claros en azul.

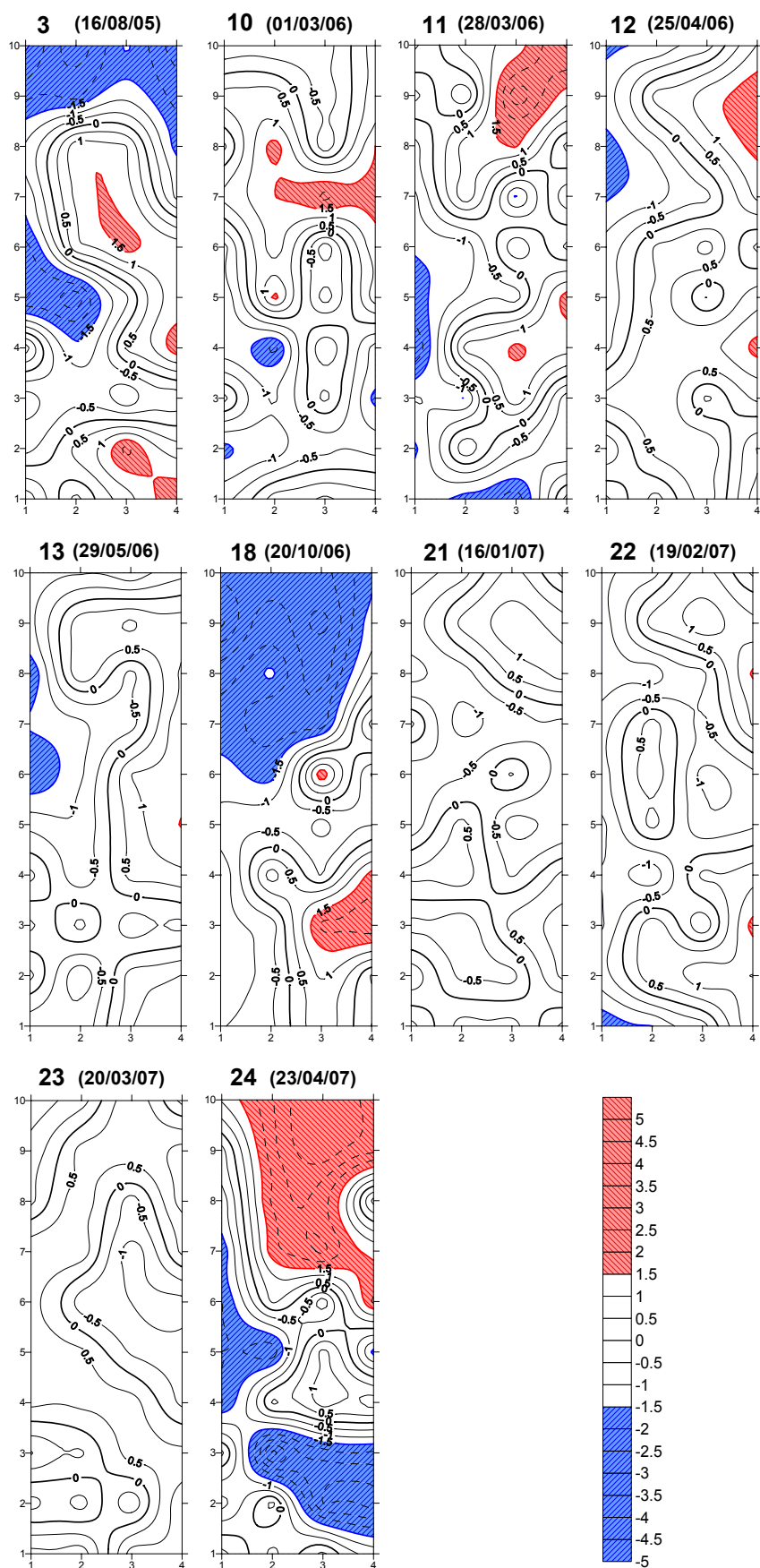


FIGURA 6.7: Mapas del índice de agrupación (v) de los *D. reticulatum* de tamaño >0.2 g en la localidad de Santa Comba. Manchas en rojo, claros en azul.

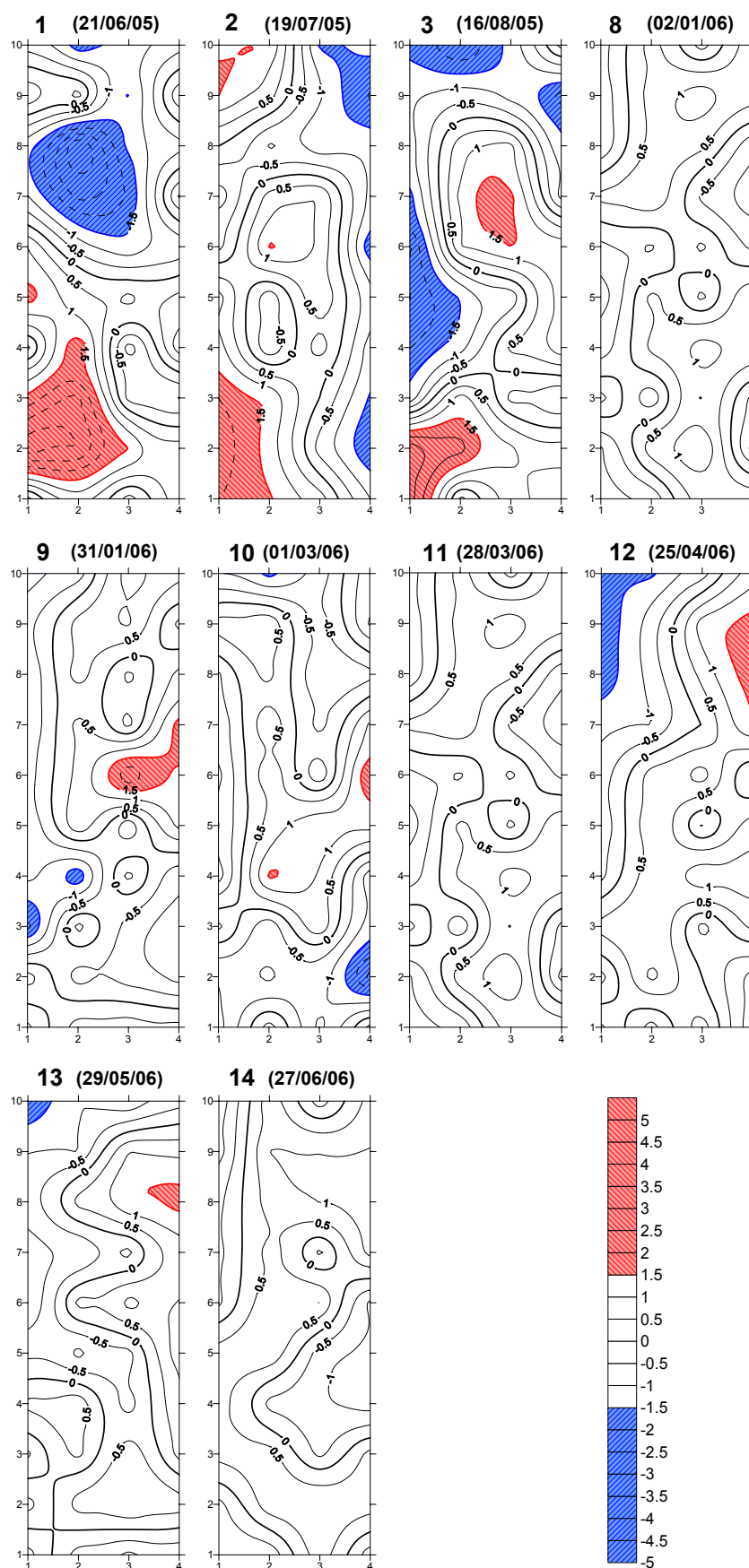


FIGURA 6.8: Mapas del índice de agrupación (v) de los individuos totales de *D. reticulatum* en la localidad de Santa Comba. Manchas en rojo, claros en azul.

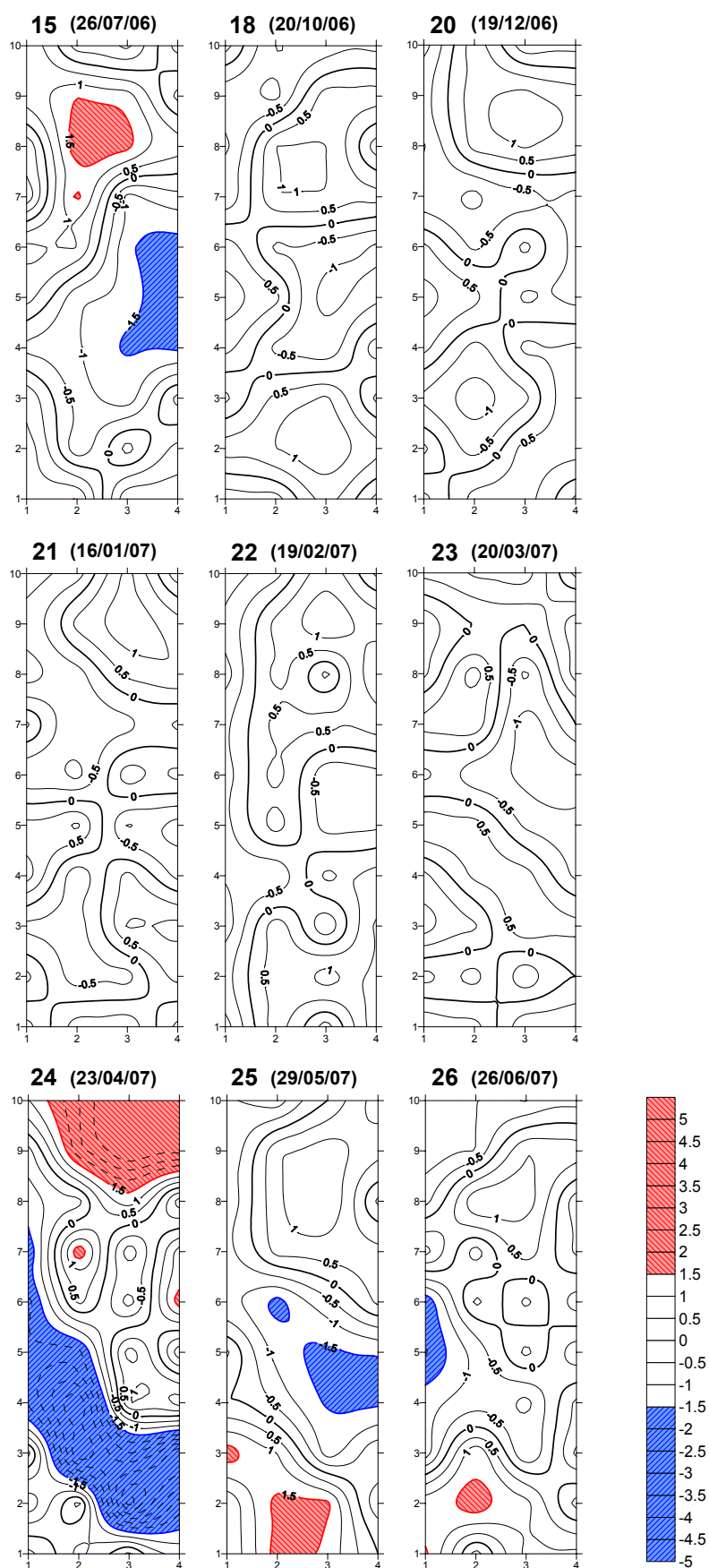


FIGURA 6.8 (continuación): Mapas del índice de agrupación (v) de los individuos totales de *D. reticulatum* en la localidad de Santa Comba. Manchas en rojo, claros en azul.



6.3.1.2.- *Deroceas laeve*

▪ Localidad de Monforte

Según el índice estandarizado de Morisita (I_p) (TABLA 6.7), el patrón de distribución espacial de *D. laeve* fue de tipo agregado en la mayoría de los muestreos (17 casos sobre 26 para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g; 6 casos sobre 8 para los individuos totales). Según el índice de agregación I_a del método SADIE (TABLA 6.8), la distribución espacial de *D. laeve* fue aleatoria en aproximadamente la mitad de los casos estudiados (9 casos sobre 17 para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g; 4 casos sobre 8 para los individuos totales); la práctica totalidad de los casos en los que el índice de agregación I_a indicó un patrón espacial agregado para *D. laeve* se concentraron en el 2º año de muestreos. La TABLA 6.9 muestra los valores medios del índice de agrupación de las manchas (V_i) y de los claros (V_j), y las FIGURAS 6.9 y 6.10 muestran los mapas del índice de agrupación (v), en los que se indican las manchas en color rojo y los claros en color azul.

El índice de agregación I_a señaló patrones de distribución de tipo agregado en los siguientes casos:

- julio de 2005 (muestreo nº 3) para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g (nº de individuos =79). Los valores medios de los índices de agrupación indican que tanto los claros como las manchas fueron estadísticamente significativos. Existió un claro en la parte superior de la parcela, y 2 manchas, localizadas en el centro y en la parte inferior izquierda de la parcela.
- principios de agosto de 2006 (muestreo nº 16) para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g (nº de individuos =57). Existió una mancha significativa en la parte inferior derecha de la parcela, y un claro no significativo en la parte superior derecha.
- finales de agosto de 2006 (muestreo nº 17) para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g (nº de individuos =42). Existieron 2 manchas, no significativas, localizadas en la parte central y en la parte inferior derecha de la parcela en la parte inferior derecha de la parcela, y un claro significativo en la parte superior derecha.
- octubre de 2006 (muestreo nº 19) para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g (nº de individuos =68) y para los individuos totales (nº de individuos =70). En ambos



casos, las manchas y los claros fueron significativos. Existieron dos claros a izquierda y derecha de la parte superior de la parcela y una gran mancha en la parte inferior de la parcela.

- noviembre de 2006 (muestreo nº 20) para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g (nº de individuos =193) y para los individuos totales (nº de individuos =194). Las manchas y los claros fueron significativos en ambos casos, en los que existieron dos claros a izquierda y derecha de la parte superior de la parcela, y dos manchas, en la parte central y en la parte inferior de la parcela.
- diciembre de 2006 (muestreo nº 21) para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g (nº de individuos =206). Las manchas y los claros fueron significativos. Existieron dos claros a izquierda y derecha de la parte superior de la parcela, y dos manchas, en la parte central izquierda y en la parte inferior de la parcela.
- enero de 2007 (muestreo nº 22) para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g (nº de individuos =182) y para los individuos totales (nº de individuos =184). Las manchas y los claros fueron significativos en ambos casos. Existió una mancha en la parte inferior izquierda de la parcela, y claros situados en la parte central y en la parte superior izquierda de la parcela.
- febrero de 2007 (muestreo nº 23) para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g (nº de individuos =94) y para los individuos totales (nº de individuos =99). Las manchas y los claros fueron significativos en ambos casos. Existió una gran mancha en la parte inferior de la parcela, y dos claros, en la parte central y en la parte superior derecha de la parcela.



Fecha	Individuos 0.02-0.2 g			Individuos >0.2 g			Individuos totales		
	I_p	p	Patrón espacial	I_p	p	Patrón espacial	I_p	p	Patrón espacial
31/05/05	0.603	p<0.05	Agregado						
29/06/05	0.518	p<0.05	Agregado						
26/07/05	0.513	p<0.05	Agregado						
23/08/05	0.382	N.S.							
20/09/05	0.500	p<0.05	Agregado						
20/10/05	0.334	N.S.							
15/11/05	0.506	p<0.05	Agregado						
13/12/05	0.501	p<0.05	Agregado						
10/01/06	0.505	p<0.05	Agregado						
07/02/06	0.503	p<0.05	Agregado				0.504	p<0.05	Agregado
07/03/06	0.500	p<0.05	Agregado				0.501	p<0.05	Agregado
03/04/06	0.033	N.S.					0.103	N.S.	
02/05/06	0.191	N.S.					0.500	p<0.05	Agregado
05/06/06	-0.161	N.S.							
04/07/06	0.463	N.S.							
01/08/06	0.541	p<0.05	Agregado						
29/08/06	0.505	p<0.05	Agregado						
26/09/06	0.289	N.S.							
24/10/06	0.507	p<0.05	Agregado				0.506	p<0.05	Agregado
21/11/06	0.502	p<0.05	Agregado						
26/12/06	0.503	p<0.05	Agregado						
23/01/07	0.504	p<0.05	Agregado				0.504	p<0.05	Agregado
26/02/07	0.504	p<0.05	Agregado				0.503	p<0.05	Agregado
30/03/07	-0.162	N.S.							
30/04/07	0.502	p<0.05	Agregado						
05/06/07	0.431	N.S.					0.430	N.S.	

TABLA 6.7: Valores del índice estandarizado de Morisita (I_p) y su significación (p), para la distribución espacial de *D. laeve* en la localidad de Monforte a lo largo del período de estudio. N.S.= no significativo.



Fecha	Individuos 0.02-0.2 g			Individuos >0.2 g			Individuos totales		
	I_a	p	Patrón espacial	I_a	p	Patrón espacial	I_a	p	Patrón espacial
31/05/05									
29/06/05	1.041	N.S.							
26/07/05	1.882	p<0.01	Agregado						
23/08/05	1.321	N.S.							
20/09/05									
20/10/05									
15/11/05	1.231	N.S.							
13/12/05	0.954	N.S.							
10/01/06	0.868	N.S.							
07/02/06	1.414	N.S.					1.370	N.S.	
07/03/06	0.840	N.S.					0.830	N.S.	
03/04/06	0.858	N.S.					0.916	N.S.	
02/05/06									
05/06/06									
04/07/06									
01/08/06	1.432	p<0.05	Agregado						
29/08/06	1.550	p<0.05	Agregado						
26/09/06									
24/10/06	1.974	p<0.01	Agregado				1.990	p<0.01	Agregado
21/11/06	2.057	p<0.01	Agregado				2.057	p<0.01	Agregado
26/12/06	2.069	p<0.01	Agregado						
23/01/07	2.201	p<0.001	Agregado				2.331	p<0.01	Agregado
26/02/07	1.952	p<0.01	Agregado				2.051	p<0.01	Agregado
30/03/07									
30/04/07									
05/06/07	1.055	N.S.					1.110	N.S.	

TABLA 6.8: Valores del índice de agregación (I_a) del método SADIE, y su significación (p), para la distribución espacial de *D. laeve* en la localidad de Monforte a lo largo del período de estudio. N.S.= no significativo.



Fecha	Individuos 0.02-0.2 g		Individuos >0.2 g		Individuos totales	
	V_i	V_j	V_i	V_j	V_i	V_j
31/05/05						
29/06/05	1.01 (0.371)	-1.07 (0.288)				
26/07/05	1.63 (0.020)	-1.77 (0.008)				
23/08/05	1.34 (0.085)	-1.34 (0.066)				
20/09/05						
20/10/05						
15/11/05	1.19 (0.160)	-1.18 (0.159)				
13/12/05	0.99 (0.396)	-0.96 (0.457)				
10/01/06	0.88 (0.630)	-0.90 (0.611)				
07/02/06	1.43 (0.054)	-1.32 (0.087)			1.34 (0.091)	-1.26 (0.122)
07/03/06	0.83 (0.781)	-0.83 (0.800)			0.81 (0.864)	-0.82 (0.830)
03/04/06	0.88 (0.672)	-0.89 (0.648)			0.91 (0.566)	-0.94 (0.502)
02/05/06						
05/06/06						
04/07/06						
01/08/06	1.47 (0.045)	-1.43 (0.052)				
29/08/06	1.30 (0.093)	-1.59 (0.022)				
26/09/06						
24/10/06	1.78 (0.010)	-1.98 (0.003)			1.87 (0.032)	-2.00 (0.002)
21/11/06	1.57 (0.026)	-1.87 (0.006)			1.57 (0.026)	-1.87 (0.006)
26/12/06	2.03 (0.001)	-1.93 (0.002)				
23/01/07	1.87 (0.001)	-2.19 (0.008)			2.08 (0.001)	-2.19 (0.001)
26/02/07	1.71 (0.012)	-1.87 (0.005)			1.78 (0.009)	-1.97 (0.003)
30/03/07						
30/04/07						
05/06/07	1.04 (0.322)	-1.05 (0.308)			1.09 (0.246)	-1.11 (0.233)

TABLA 6.9: Valores medios del índice de agrupación de las manchas (V_i) y del índice de agrupación de los claros (V_j) para la ordenación espacial (método SADIE) de *D. laeve* en la localidad de Monforte a lo largo del período de estudio. La significación (p) se muestra entre paréntesis, y los valores significativos se indican en negrita.

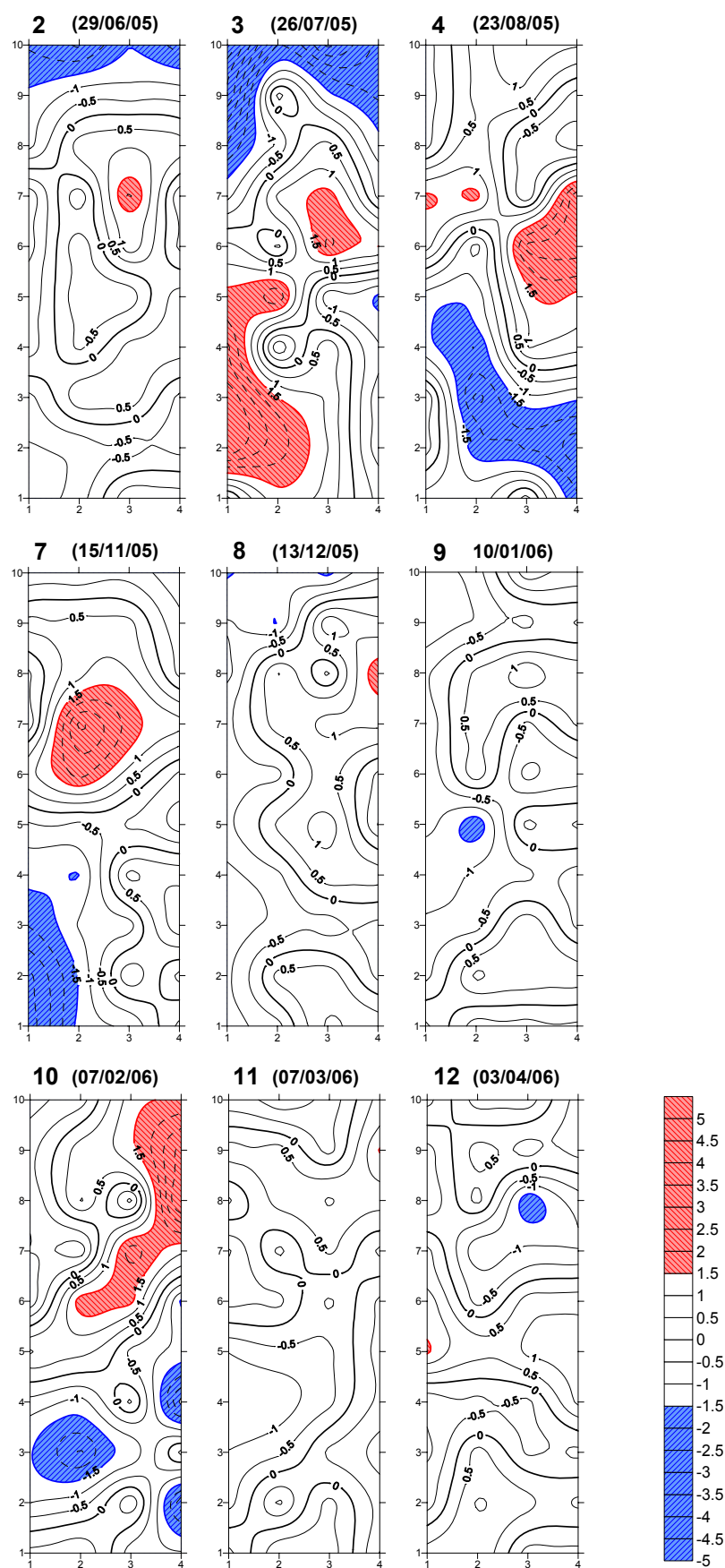


FIGURA 6.9: Mapas del índice de agrupación (v) de los *D. laevis* de tamaño 0.02-0.2 g en la localidad de Monforte. Manchas en rojo, claros en azul.

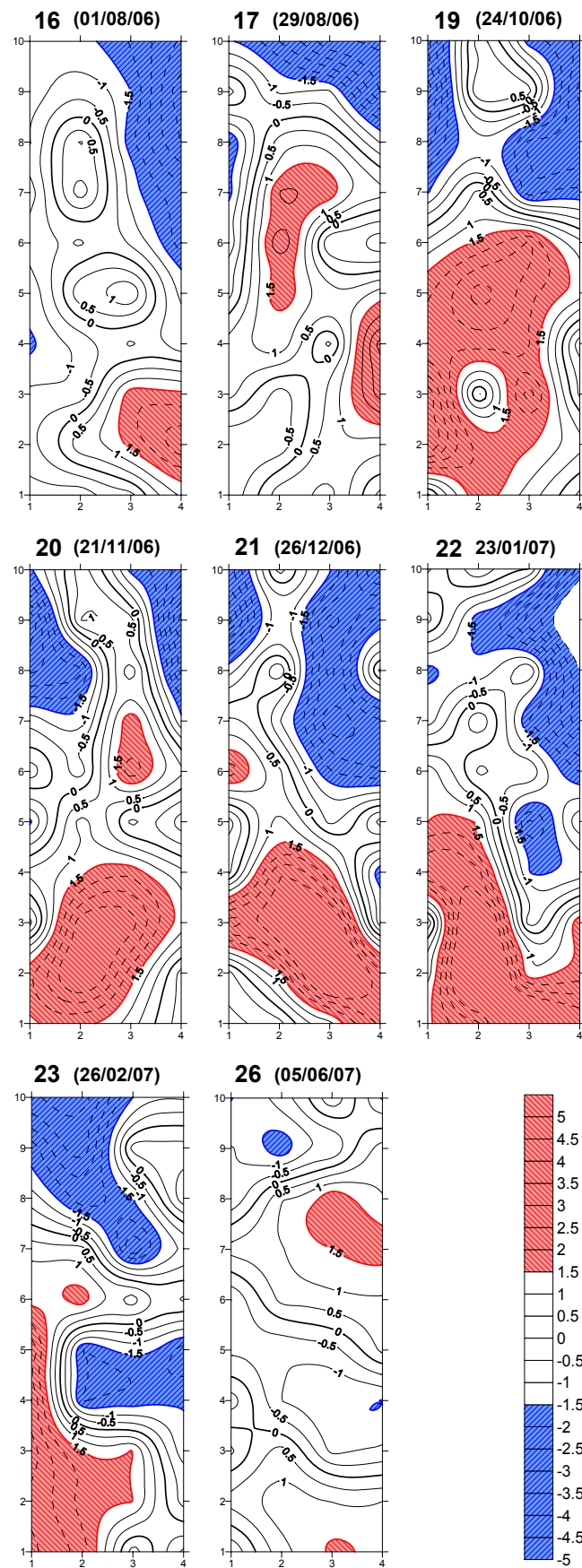


FIGURA 6.9 (continuación): Mapas del índice de agrupación (v) de los *D. laevis* de tamaño 0.02-0.2 g en la localidad de Monforte. Manchas en rojo, claros en azul.

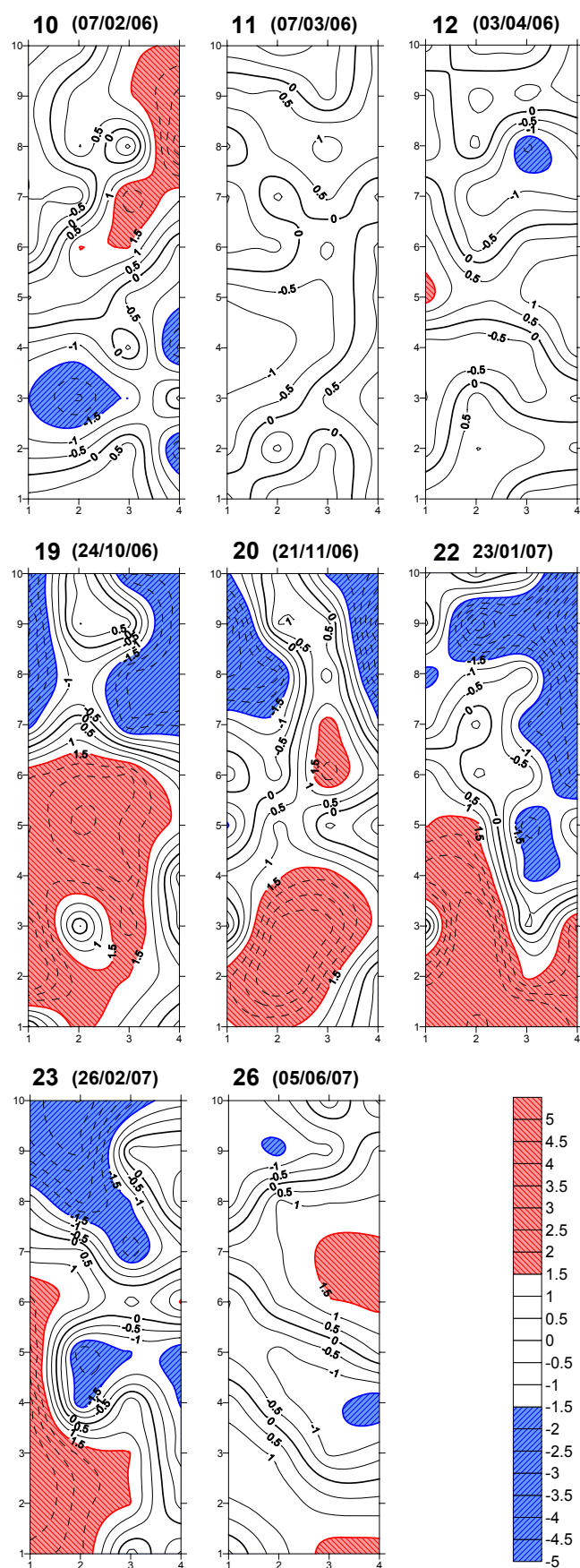


FIGURA 6.10: Mapas del índice de agrupación (v) de los individuos totales de *D. laevis* en la localidad de Monforte. Manchas en rojo, claros en azul.



6.3.1.3.- *Deroceras panormitanum*

▪ Localidad de Santa Comba

Los valores del índice estandarizado de Morisita (I_p) (TABLA 6.10) indican un patrón de distribución espacial de tipo agregado para todas las clases de tamaño, en la mayoría de los muestreos analizados (11 casos sobre 23 para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g; 16 casos sobre 24 para los individuos de tamaño >0.2 g; 19 casos sobre 25 para los individuos totales). Por el contrario, según el índice de agregación I_a del método SADIE (TABLA 6.11), la distribución espacial de *D. panormitanum* en esta parcela no fue significativamente diferente de la aleatoriedad en la mayoría de los casos (11 casos sobre 13 para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g; 8 casos sobre 11 para los individuos de tamaño >0.2 g; 15 casos sobre 18 para los individuos totales). La TABLA 6.12 muestra los valores medios del índice de agrupación de las manchas (V_i) y de los claros (V_j), y las FIGURAS 6.11, 6.12 y 6.13 muestran los mapas del índice de agrupación (v), en los que se indican las manchas en color rojo y los claros en color azul.

El índice de agregación I_a señaló patrones de distribución de tipo agregado en los siguientes casos:

- junio de 2005 (muestreo nº 1) para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g (nº de individuos =473) y para los individuos totales (nº de individuos =535); los valores medios del índice de agrupación de las manchas (V_i) y del índice de agrupación de los claros (V_j) indican que, en ambos casos, sólo los claros fueron estadísticamente significativos. Existieron en ambos casos varios claros en la mitad superior de la parcela, y una mancha en la parte central izquierda.
- Abril de 2006 (muestreo nº 12) para los individuos de tamaño >0.2 g (nº de individuos =97). Existió una gran mancha en el cuadrante superior derecho y un claro en la parte inferior izquierda de la parcela. Manchas y claros fueron estadísticamente significativos.
- junio de 2006 (muestreo nº 14) para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g (nº de individuos =162), para los individuos de tamaño >0.2 g (nº de individuos =81), y para los individuos totales (nº de individuos =243); los valores medios del índice de



agrupación de las manchas (V_i) y del índice de agrupación de los claros (V_j) indican que las manchas y los claros fueron significativos en todos los casos. Existió una gran mancha en la mitad superior de la parcela, y un gran claro en la parte inferior derecha de la parcela.

- abril de 2007 (muestreo nº 24) para los individuos de tamaño >0.2 g (nº de individuos =240) y para los individuos totales (nº de individuos =390). Las manchas y los claros fueron estadísticamente significativos. En ambos casos existió un claro en la mitad inferior de la parcela, y una mancha en la parte superior.



Fecha	Individuos 0.02-0.2 g			Individuos >0.2 g			Individuos totales		
	I_p	p	Patrón espacial	I_p	p	Patrón espacial	I_p	p	Patrón espacial
21/06/05	0.515	p<0.05	Agregado	0.582	p<0.05	Agregado	0.518	p<0.05	Agregado
19/07/05	0.518	p<0.05	Agregado	0.535	p<0.05	Agregado	0.518	p<0.05	Agregado
16/08/05	0.512	p<0.05	Agregado	0.523	p<0.05	Agregado	0.513	p<0.05	Agregado
13/09/05	0.179	N.S.		-0.098	N.S.		0.135	N.S.	
11/10/05									
08/11/05	-0.193	N.S.		0.566	p<0.05	Agregado	0.542	p<0.05	Agregado
06/12/05	0.191	N.S.		-0.161	N.S.		0.407	N.S.	
02/01/06	-0.134	N.S.		0.250	N.S.		0.159	N.S.	
31/01/06	0.085	N.S.		0.387	N.S.		0.331	N.S.	
01/03/06	-0.253	N.S.		0.501	p<0.05	Agregado	0.411	N.S.	
28/03/06	-0.445	N.S.		0.523	p<0.05	Agregado	0.509	p<0.05	Agregado
25/04/06	0.175	N.S.		0.506	p<0.05	Agregado	0.503	p<0.05	Agregado
29/05/06	0.509	p<0.05	Agregado	0.505	p<0.05	Agregado	0.506	p<0.05	Agregado
27/06/06	0.514	p<0.05	Agregado	0.547	p<0.05	Agregado	0.517	p<0.05	Agregado
26/07/06	0.541	p<0.05	Agregado	0.514	p<0.05	Agregado	0.537	p<0.05	Agregado
22/08/06	0.552	p<0.05	Agregado				0.532	p<0.05	Agregado
19/09/06	0.431	N.S.		0.203	N.S.		0.503	p<0.05	Agregado
20/10/06				0.502	p<0.05	Agregado	0.503	p<0.05	Agregado
14/11/06				0.518	p<0.05	Agregado	0.511	p<0.05	Agregado
19/12/06	0.144	N.S.		0.300	N.S.		0.315	N.S.	
16/01/07	0.141	N.S.		0.464	N.S.		0.501	p<0.05	Agregado
19/02/07	0.264	N.S.		0.502	p<0.05	Agregado	0.501	p<0.05	Agregado
20/03/07	0.505	p<0.05	Agregado	0.504	p<0.05	Agregado	0.504	p<0.05	Agregado
23/04/07	0.509	p<0.05	Agregado	0.507	p<0.05	Agregado	0.508	p<0.05	Agregado
29/05/07	0.506	p<0.05	Agregado	0.391	N.S.		0.505	p<0.05	Agregado
26/06/07	0.500	p<0.05	Agregado	0.502	p<0.05	Agregado	0.502	p<0.05	Agregado

TABLA 6.10: Valores del índice estandarizado de Morisita (I_p) y su significación (p), para la distribución espacial de *D. panormitanum* en la localidad de Santa Comba a lo largo del período de estudio. N.S.= no significativo.



	Individuos 0.02-0.2 g			Individuos >0.2 g			Individuos totales		
Fecha	I_a	p	Patrón espacial	I_a	p	Patrón espacial	I_a	p	Patrón espacial
21/06/05	1.523	p<0.05	Agregado	1.146	N.S.		1.513	p<0.05	Agregado
19/07/05	1.146	N.S.					1.109	N.S.	
16/08/05	0.976	N.S.		0.802	N.S.		0.902	N.S.	
13/09/05									
11/10/05									
08/11/05									
06/12/05									
02/01/06									
31/01/06							0.947	N.S.	
01/03/06							1.071	N.S.	
28/03/06				1.051	N.S.		0.919	N.S.	
25/04/06	1.154	N.S.		1.594	p<0.05	Agregado	1.345	N.S.	
29/05/06	1.018	N.S.		1.250	N.S.		1.124	N.S.	
27/06/06	1.706	p<0.05	Agregado	1.987	p<0.01	Agregado	1.863	p<0.01	Agregado
26/07/06	0.901	N.S.					0.877	N.S.	
22/08/06									
19/09/06							0.999	N.S.	
20/10/06									
14/11/06									
19/12/06							1.405	N.S.	
16/01/07	1.014	N.S.		1.086	N.S.		1.165	N.S.	
19/02/07	0.868	N.S.		0.820	N.S.		0.913	N.S.	
20/03/07	1.369	N.S.		0.856	N.S.		1.039	N.S.	
23/04/07	1.212	N.S.		1.667	p<0.05	Agregado	1.615	p<0.05	Agregado
29/05/07	1.168	N.S.					1.182	N.S.	
26/06/07	1.056	N.S.		1.085	N.S.		0.927	N.S.	

TABLA 6.11: Valores del índice de agregación (I_a) del método SADIE, y su significación (p), para la distribución espacial de *D. panormitanum* en la localidad de Santa Comba a lo largo del período de estudio. N.S.= no significativo.



Fecha	Individuos 0.02-0.2 g		Individuos >0.2 g		Individuos totales	
	V_i	V_j	V_i	V_j	V_i	V_j
21/06/05	1.34 (0.093)	-1.67 (0.019)	1.10 (0.240)	-1.15 (0.189)	1.30 (0.101)	-1.60 (0.024)
19/07/05	1.05 (0.185)	-1.08 (0.265)			1.12 (0.217)	-1.03 (0.333)
16/08/05	0.90 (0.616)	-0.94 (0.506)	0.79 (0.933)	-0.81 (0.862)	0.97 (0.440)	-0.95 (0.488)
13/09/05						
11/10/05						
08/11/05						
06/12/05						
02/01/06						
31/01/06					0.57 (0.469)	-0.95 (0.476)
01/03/06					1.07 (0.267)	-1.05 (0.312)
28/03/06			1.09 (0.250)	-1.04 (0.325)	1.00 (0.390)	-0.92 (0.544)
25/04/06	1.19 (0.155)	-1.18 (0.158)	1.46 (0.043)	-1.55 (0.033)	1.42 (0.058)	-1.22 (0.145)
29/05/06	1.00 (0.387)	-1.06 (0.296)	1.20 (0.157)	-1.25 (0.124)	1.12 (0.212)	-1.13 (0.210)
27/06/06	1.74 (0.011)	-1.46 (0.041)	1.74 (0.010)	-1.96 (0.003)	1.61(0.008)	-1.78 (0.010)
26/07/06	0.93 (0.529)	-0.89 (0.612)			0.93 (0.520)	-0.87 (0.695)
22/08/06						
19/09/06					1.03 (0.326)	-1.00 (0.403)
20/10/06						
14/11/06						
19/12/06					1.46 (0.053)	-1.37 (0.073)
16/01/07	1.01 (0.372)	-1.00 (0.386)	1.20 (0.144)	-1.07 (0.269)	1.27 (0.1079)	-1.03 (0.344)
19/02/07	0.86 (0.742)	-0.86 (0.707)	0.82 (0.814)	-0.80 (0.877)	0.96 (0.442)	-0.96 (0.448)
20/03/07	1.39 (0.0729)	-1.35 (0.078)	0.91 (0.587)	-0.84 (0.755)	1.08 (0.260)	-1.05 (0.299)
23/04/07	1.24 (0.131)	-1.10 (0.231)	1.20 (0.049)	-1.56 (0.034)	1.74 (0.010)	-1.47 (0.038)
29/05/07	1.27 (0.111)	-1.19 (0.163)			1.21 (0.141)	-1.23 (0.135)
26/06/07	0.58 (0.460)	-1.09 (0.250)	1.18 (0.181)	-0.99 (0.420)	0.65 (0.642)	-0.90 (0.608)

TABLA 6.12: Valores medios del índice de agrupación de las manchas (V_i) y del índice de agrupación de los claros (V_j) para la ordenación espacial (método SADIE) de *D. panormitanum* en la localidad de Santa Comba a lo largo del período de estudio. La significación (p) se muestra entre paréntesis, y los valores significativos se indican en negrita.

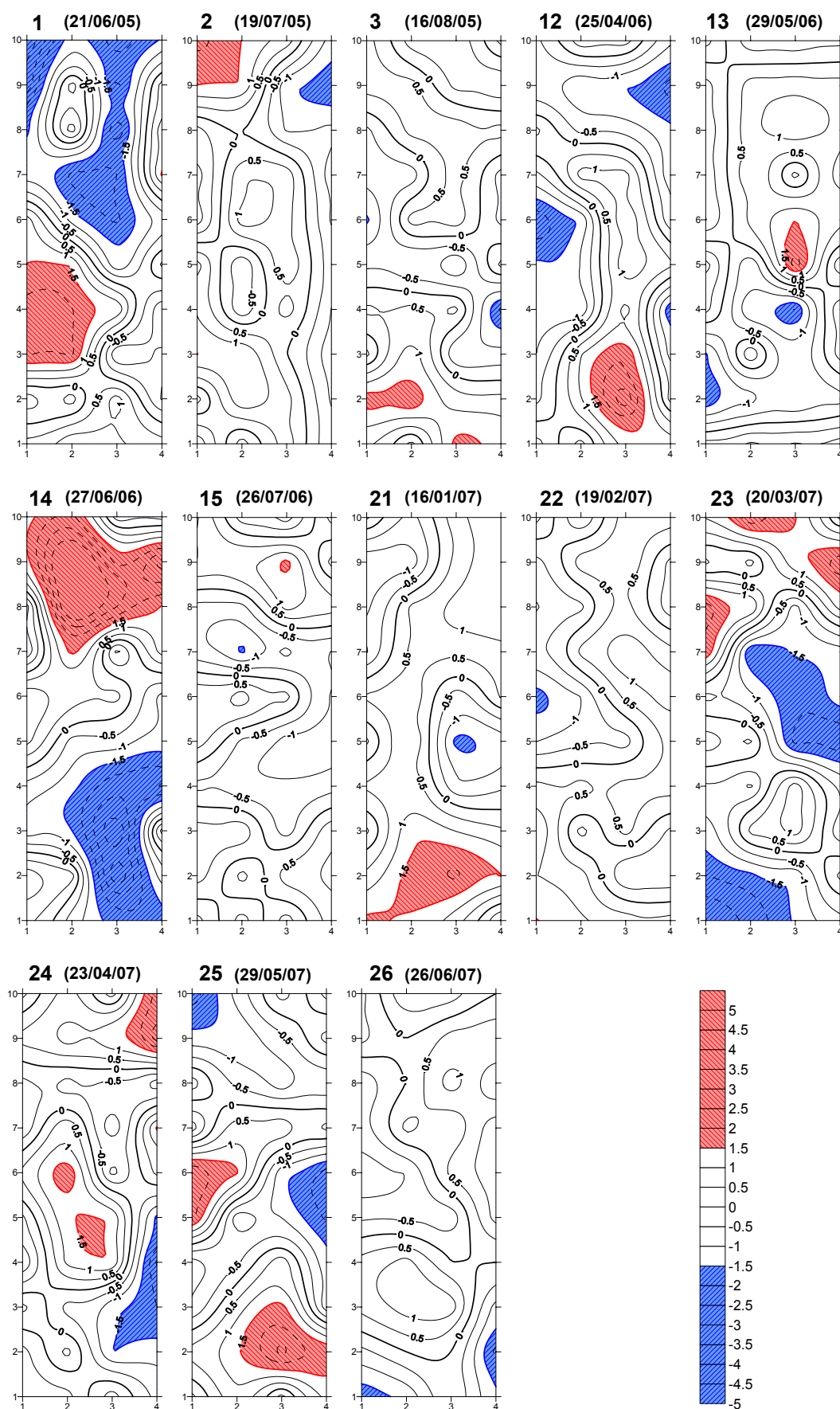


FIGURA 6.11: Mapas del índice de agrupación (v) de los *D. panormitanum* de tamaño 0.02-0.2 g en la localidad de Santa Comba. Manchas en rojo, claros en azul.

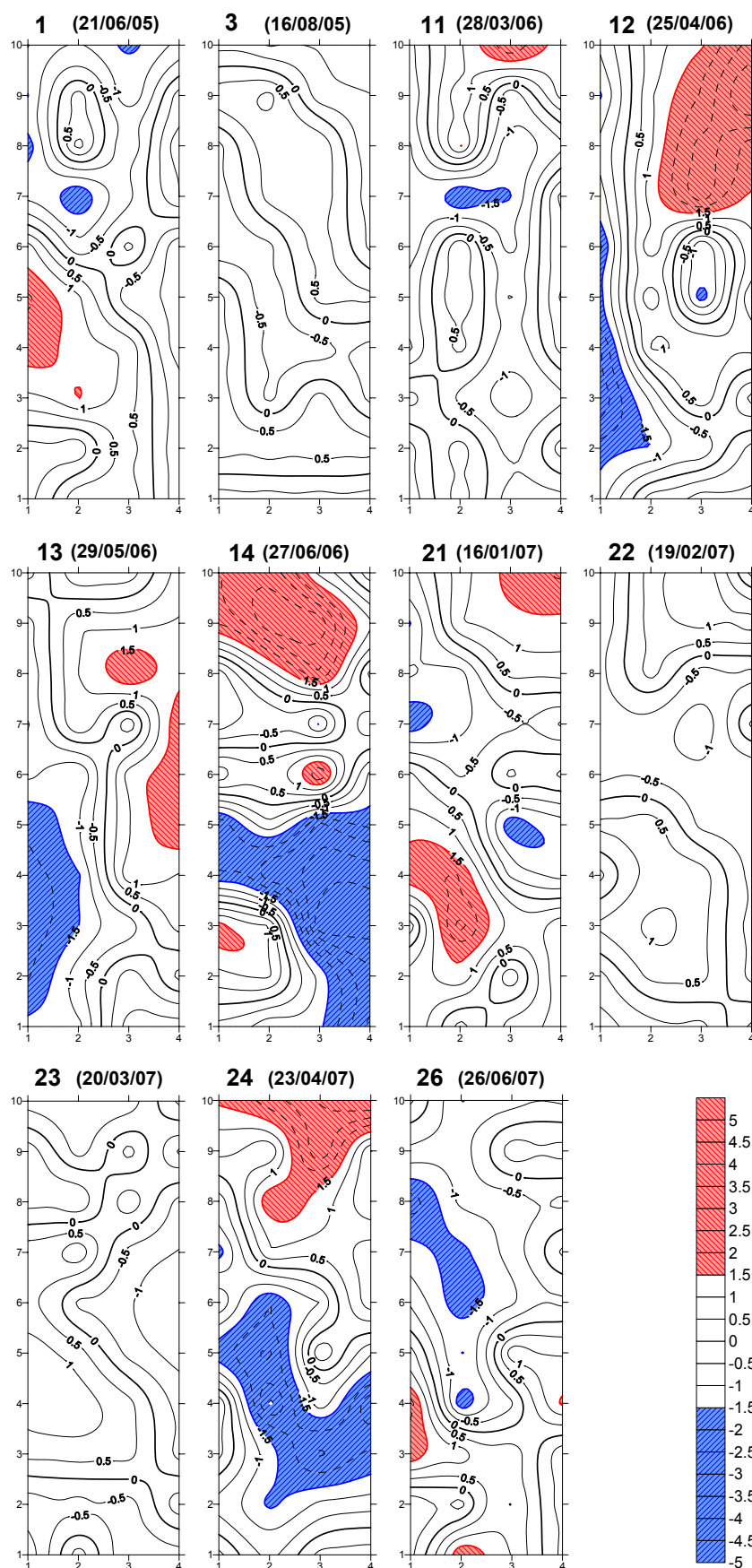


FIGURA 6.12: Mapas del índice de agrupación (v) de los *D. panormitanum* de tamaño >0.2 g en la localidad de Santa Comba. Manchas en rojo, claros en azul.

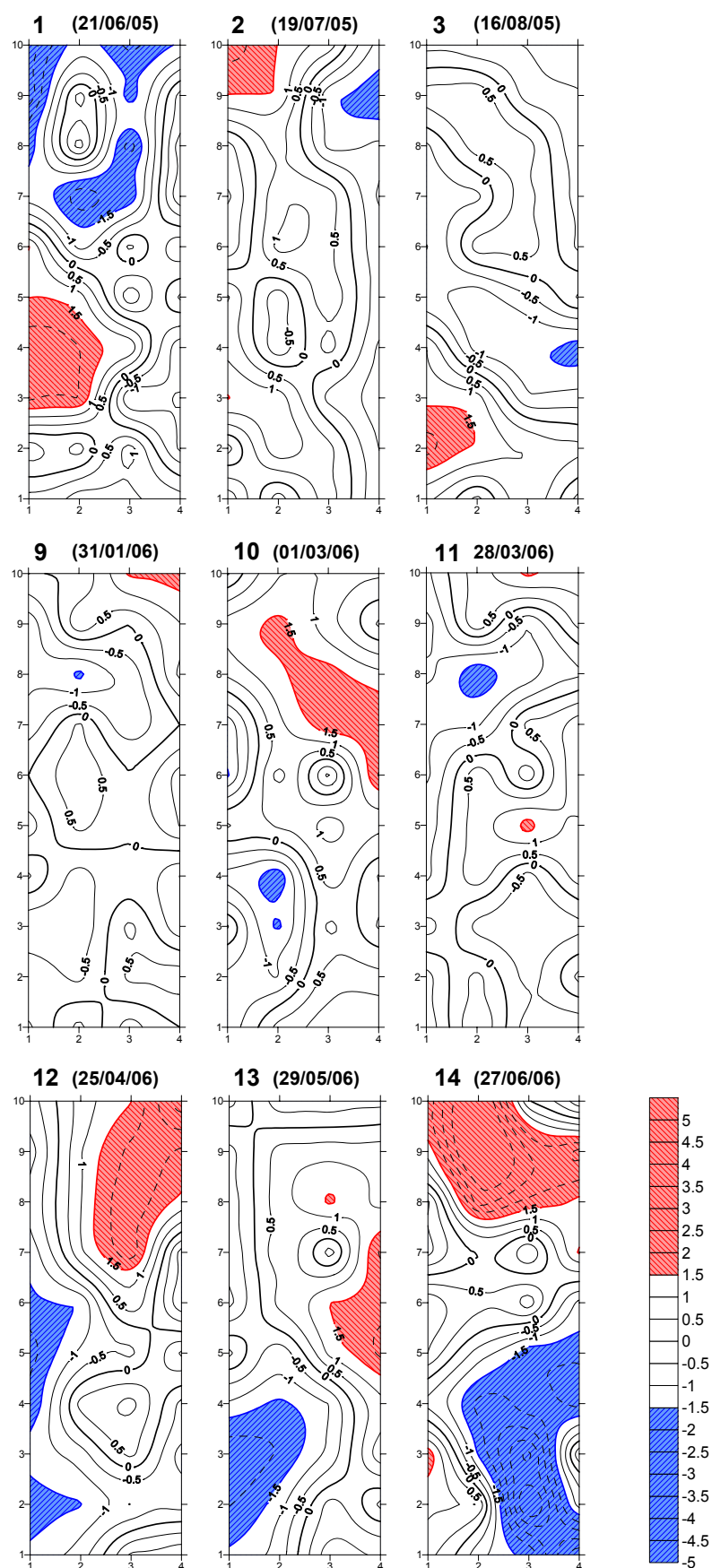


FIGURA 6.13: Mapas del índice de agrupación (v) de los individuos totales de *D. panormitanum* en la localidad de Santa Comba. Manchas en rojo, claros en azul.

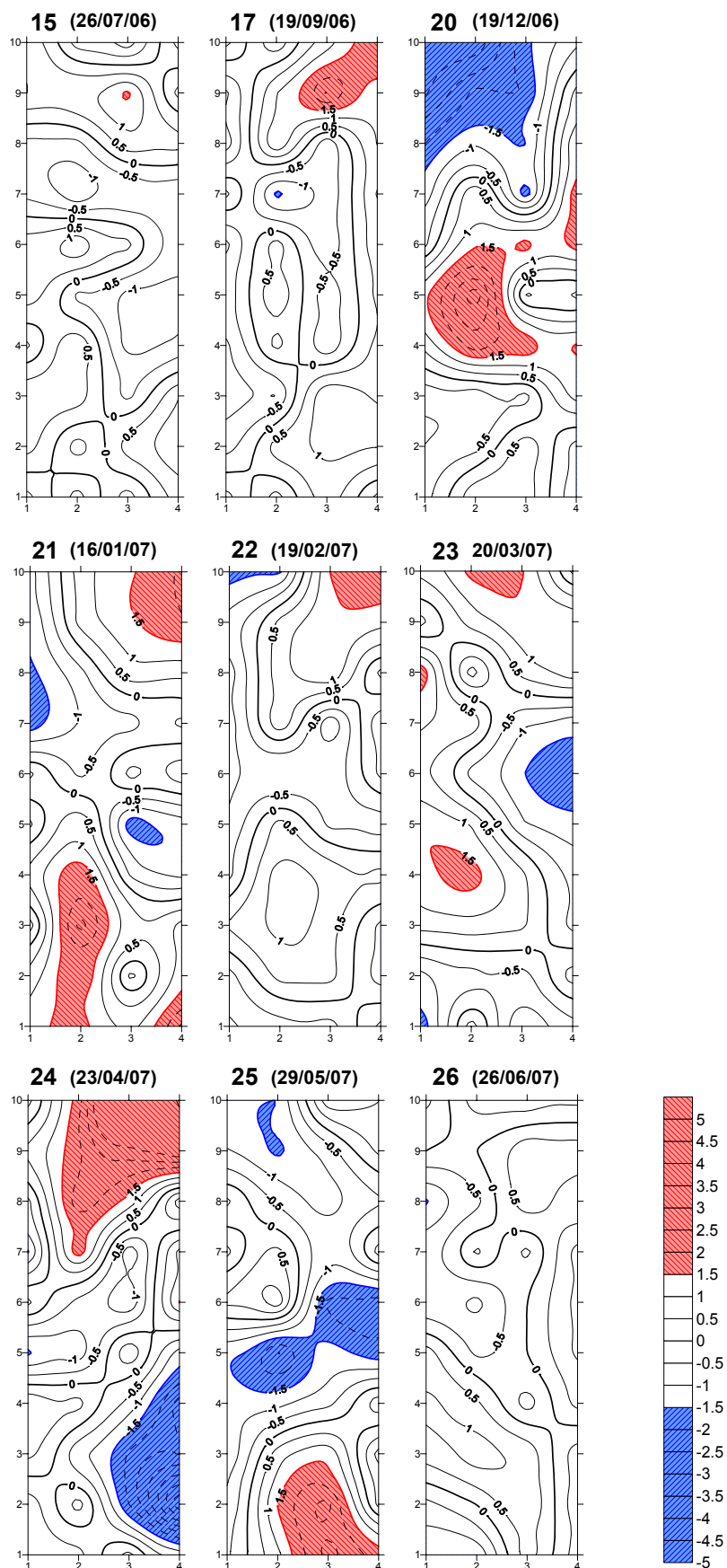


FIGURA 6.13 (continuación): Mapas del índice de agrupación (v) de los individuos totales de *D. panormitanum* en la localidad de Santa Comba. Manchas en rojo, claros en azul.



6.3.1.4.- *Arion intermedius*

▪ Localidad de Monforte

Según el índice estandarizado de Morisita (I_p) (TABLA 6.13), el patrón de distribución espacial de *A. intermedius* fue de tipo aleatorio en la mayoría de los muestreos (10 casos sobre 14 para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g; 2 casos sobre 3 para los individuos de tamaño >0.2 g; 5 casos sobre 10 para los individuos totales). El análisis SADIE sólo se pudo aplicar en un caso (FIGURA 6.14), correspondiente a los individuos totales del muestreo realizado en diciembre de 2006 (muestreo nº 21, nº de individuos =40); los valores de los distintos índices resultaron no significativos, indicando un patrón espacial aleatorio (índice de agregación $I_a = 0.956$, $p = 0.468$; valor medio del índice de agrupación de las manchas, $V_i = 0.937$, $p = 0.505$; valor medio del índice de agrupación de los claros $V_j = -0.962$, $p = 0.449$).

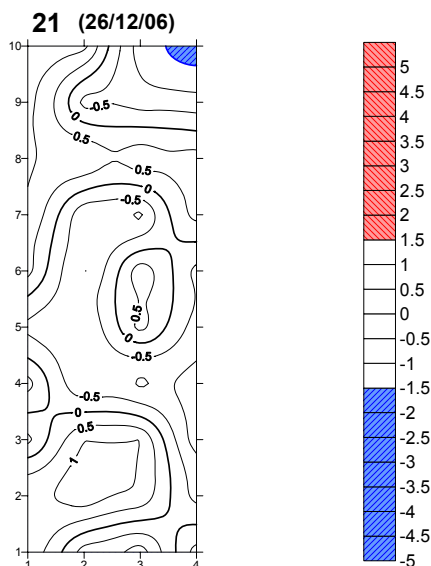


FIGURA 6.14: Mapa del índice de agrupación (v) de los individuos totales de *A. intermedius* en la localidad de Monforte. Manchas en rojo, claros en azul.



Fecha	Individuos 0.02-0.2 g			Individuos >0.2 g			Individuos totales		
	I_p	p	Patrón espacial	I_p	p	Patrón espacial	I_p	p	Patrón espacial
31/05/05	-0.096	N.S.							
29/06/05									
26/07/05									
23/08/05									
20/09/05									
20/10/05	0.549	p<0.05	Agregado						
15/11/05									
13/12/05									
10/01/06	0.320	N.S.					0.528	p<0.05	Agregado
07/02/06	0.522	p<0.05	Agregado				0.520	p<0.05	Agregado
07/03/06									
03/04/06	0.032	N.S.							
02/05/06	-0.064	N.S.							
05/06/06									
04/07/06									
01/08/06									
29/08/06									
26/09/06	0.019	N.S.					0.020	N.S.	
24/10/06				-0.064	N.S.		-0.128	N.S.	
21/11/06	0.320	N.S.					0.453	N.S.	
26/12/06	0.503	p<0.05	Agregado	0.510	p<0.05	Agregado	0.509	P<0.05	Agregado
23/01/07	0.246	N.S.		0.084	N.S.		0.507	P<0.05	Agregado
26/02/07	0.522	p<0.05	Agregado				0.506	p<0.05	Agregado
30/03/07	0.264	N.S.					0.256	N.S.	
30/04/07	0.062	N.S.					0.093	N.S.	
05/06/07	0.224	N.S.							

TABLA 6.13: Valores del índice estandarizado de Morisita (I_p) y su significación (p), para la distribución espacial de *A. intermedius* en la localidad de Monforte a lo largo del período de estudio. N.S.= no significativo.



▪ Localidad de Santa Comba

Los valores del índice estandarizado de Morisita (I_p) (TABLA 6.14) indican un patrón de distribución espacial de tipo aleatorio para todas las clases de tamaño, en la mayoría de los muestreos analizados (10 casos sobre 16 para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g; 6 casos sobre 9 para los individuos de tamaño >0.2 g; 8 casos sobre 12 para los individuos totales). El índice de agregación I_a del método SADIE (TABLA 6.15) indica que la distribución espacial de *A. intermedius* en esta parcela no fue significativamente diferente de la aleatoriedad en 3 de los 5 casos analizados para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g, y en 1 de los 2 casos analizados para los individuos totales. La TABLA 6.16 muestra los valores medios del índice de agrupación de las manchas (V_i) y de los claros (V_j), y las FIGURA 6.15 y 6.16 muestran los mapas del índice de agrupación (v), en los que se indican las manchas en color rojo y los claros en color azul.

El índice de agregación I_a señaló patrones de distribución de tipo agregado en los siguientes casos:

- finales de marzo de 2006 (muestreo nº 11) para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g (nº de individuos =49) y para los individuos totales (nº de individuos =52); los valores medios del índice de agrupación de las manchas (V_i) y del índice de agrupación de los claros (V_j) indican que las manchas y los claros fueron estadísticamente significativos en ambos casos, en los que existió una gran mancha en la zona superior izquierda de la parcela y uno o varios claros en la parte derecha de la parcela, en las zonas central e inferior.
- marzo de 2007 (muestreo nº 23) para los individuos de tamaño 0.02-0.2 g (nº de individuos =212). Las manchas y los claros fueron significativos. Existió una gran mancha en la zona superior izquierda y un gran claro en la parte inferior derecha de la parcela.



Fecha	Individuos 0.02-0.2 g			Individuos >0.2 g			Individuos totales		
	I_p	p	Patrón espacial	I_p	p	Patrón espacial	I_p	p	Patrón espacial
21/06/05	0.500	p<0.05	Agregado						
19/07/05									
16/08/05									
13/09/05	0.320	N.S.							
11/10/05	-0.128	N.S.					0.148	N.S.	
08/11/05	0.320	N.S.		0.516	p<0.05	Agregado	0.512	p<0.05	Agregado
06/12/05				0.501	p<0.05	Agregado	0.509	p<0.05	Agregado
02/01/06				0.275	N.S.		0.503	p<0.05	Agregado
31/01/06				-0.153	N.S.		-0.162	N.S.	
01/03/06	0.422	N.S.		0.148	N.S.		0.427	N.S.	
28/03/06	0.151	N.S.					0.271	N.S.	
25/04/06	0.528	p<0.05	Agregado						
29/05/06	0.501	p<0.05	Agregado						
27/06/06									
26/07/06									
22/08/06									
19/09/06	0.320	N.S.							
20/10/06	-0.033	N.S.		0.334	N.S.		0.404	N.S.	
14/11/06	0.148	N.S.		0.543	p<0.05	Agregado	0.516	p<0.05	Agregado
19/12/06				0.226	N.S.		0.265	N.S.	
16/01/07				-0.128	N.S.		0.193	N.S.	
19/02/07	0.422	N.S.					0.456	N.S.	
20/03/07	0.507	p<0.05	Agregado						
23/04/07	0.553	p<0.05	Agregado						
29/05/07	0.507	p<0.05	Agregado						
26/06/07	-0.225	N.S.							

TABLA 6.14: Valores del índice estandarizado de Morisita (I_p) y su significación (p), para la distribución espacial de *A. intermedius* en la localidad de Santa Comba a lo largo del período de estudio. N.S.= no significativo.



Fecha	Individuos 0.02-0.2 g			Individuos >0.2 g			Individuos totales		
	I_a	p	Patrón espacial	I_a	p	Patrón espacial	I_a	p	Patrón espacial
21/06/05									
19/07/05									
16/08/05									
13/09/05									
11/10/05									
08/11/05									
06/12/05									
02/01/06									
31/01/06									
01/03/06									
28/03/06	1.857	p<0.01	Agregada				1.686	p<0.05	Agregada
25/04/06	1.185	N.S.							
29/05/06	1.200	N.S.							
27/06/06									
26/07/06									
22/08/06									
19/09/06									
20/10/06							0.829	N.S.	
14/11/06									
19/12/06									
16/01/07									
19/02/07									
20/03/07	2.443	p<0.001	Agregada						
23/04/07									
29/05/07	0.965	N.S.							
26/06/07									

TABLA 6.15: Valores del índice de agregación (I_a) del método SADIE, y su significación (p), para la distribución espacial de *A. intermedius* en la localidad de Santa Comba a lo largo del período de estudio. N.S.= no significativo.



	Individuos 0.02-0.2 g		Individuos >0.2 g		Individuos totales	
Fecha	V_i	V_j	V_i	V_j	V_i	V_j
21/06/05						
19/07/05						
16/08/05						
13/09/05						
11/10/05						
08/11/05						
06/12/05						
02/01/06						
31/01/06						
01/03/06						
28/03/06	1.74 (0.011)	-1.84 (0.007)			1.59 (0.021)	-1.67 (0.015)
25/04/06	1.17 (0.164)	-1.18 (0.156)				
29/05/06	1.13 (0.204)	-1.19 (0.162)				
27/06/06						
26/07/06						
22/08/06						
19/09/06						
20/10/06					0.84 (0.789)	-0.83 (0.806)
14/11/06						
19/12/06						
16/01/07						
19/02/07						
20/03/07	2.27 (0.001)	-2.20 (0.003)				
23/04/07						
29/05/07	0.92 (0.550)	-0.98 (0.399)				
26/06/07						

TABLA 6.16: Valores medios del índice de agrupación de las manchas (V_i) y del índice de agrupación de los claros (V_j) para la ordenación espacial (método SADIE) de *A. intermedius* en la localidad de Santa Comba a lo largo del período de estudio. La significación (p) se muestra entre paréntesis, y los valores significativos se indican en negrita.

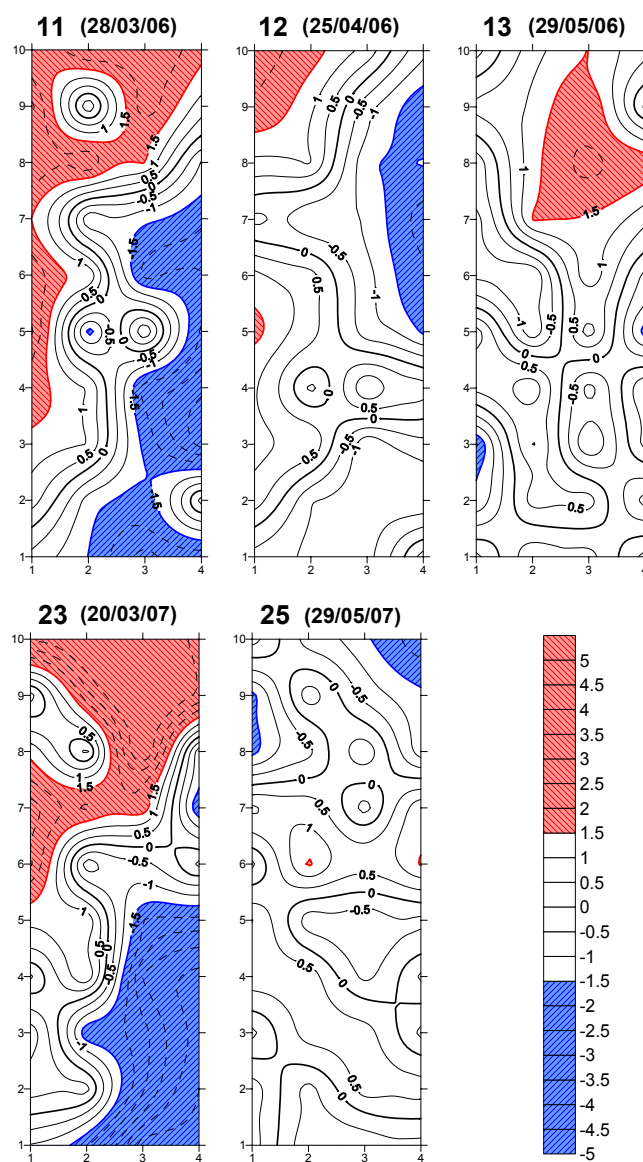


FIGURA 6.15: Mapas del índice de agrupación (v) de los *A. intermedius* de tamaño 0.02-0.2 g en la localidad de Santa Comba. Manchas en rojo, claros en azul.

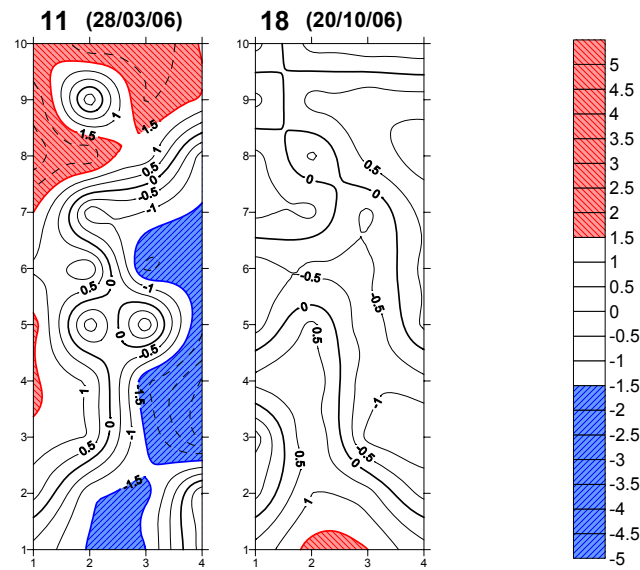


FIGURA 6.16: Mapas del índice de agrupación (v) de los individuos totales de *A. intermedius* en la localidad de Santa Comba. Manchas en rojo, claros en azul.

6.3.1.5.- Puestas de huevos

En las FIGURAS 6.17 a 6.20 se muestran las cantidades de puestas y de huevos registradas en cada localidad a lo largo del período de estudio, y en las FIGURAS 6.21 a 6.24 las distribuciones de las puestas registradas en cada localidad en función del nº de huevos por puesta. En general, en las cuatro localidades se registraron cantidades elevadas de puestas y de huevos de gasterópodos desde la segunda mitad del otoño hasta la primera mitad de la primavera, aunque en Abadín se registraron también grandes cantidades durante el primer verano. En las cuatro localidades existió una correlación altamente significativa entre el nº de puestas y el nº de huevos (Monforte: $r=0.888$, $n=25$, $p<0.001$; Abadín: $r=0.813$, $n=25$, $p<0.001$; Cambados: $r=0.907$, $n=26$, $p<0.001$; Santa Comba: $r=0.940$, $n=26$, $p<0.001$). El nº medio de huevos por puesta fue de 4.35 en Monforte, 9.56 en Abadín, 12.88 en Cambados y 11.07 en Santa Comba; la moda de las distribuciones de las puestas en función del nº de huevos por puesta se situó entre 6 y 10 huevos por puesta en todas las localidades excepto en Monforte, en donde predominaron las puestas de un único huevo.

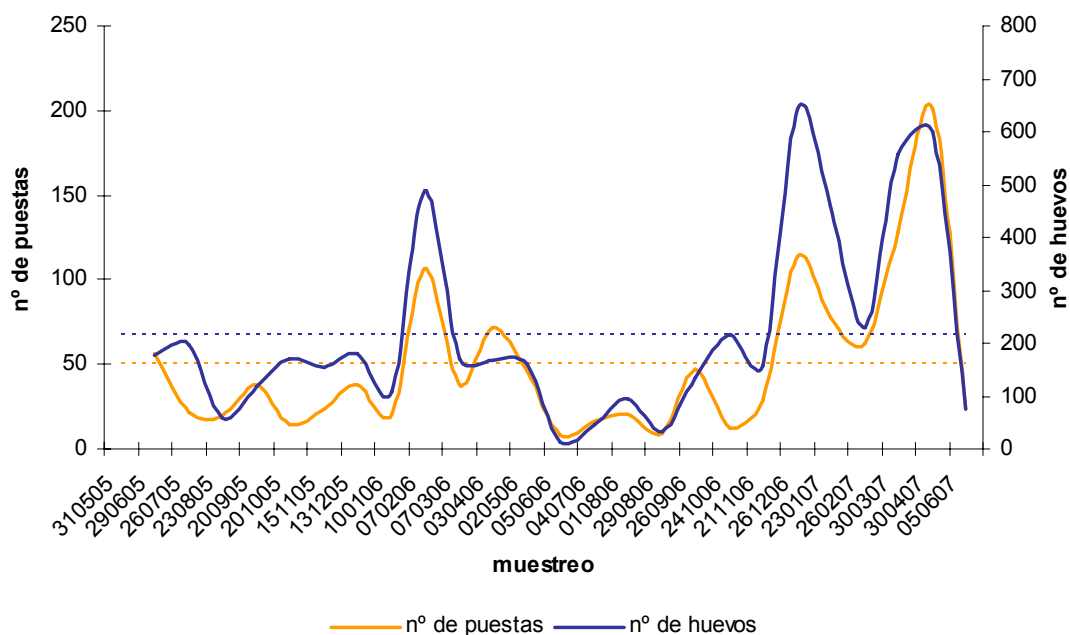


FIGURA 6.17: Número total de puestas y de huevos que se registraron en la localidad de Monforte a lo largo del período de estudio. Las líneas discontinuas indican el nº medio de puestas y de huevos para todo el período de estudio.

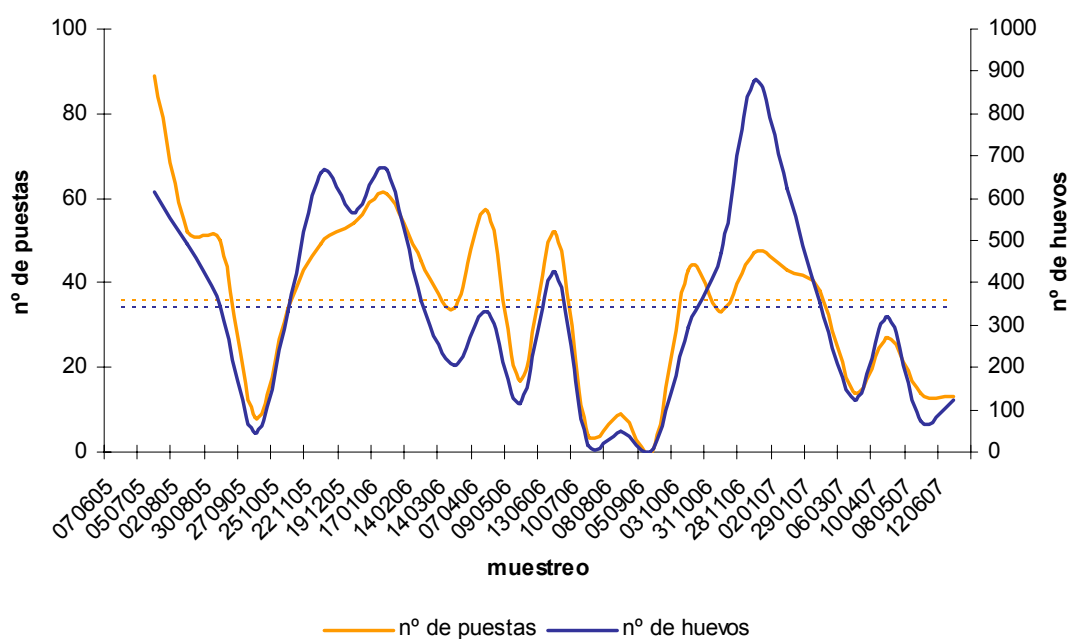


FIGURA 6.18: Número total de puestas y de huevos que se registraron en la localidad de Abadín a lo largo del período de estudio. Las líneas discontinuas indican el nº medio de puestas y de huevos para todo el período de estudio.

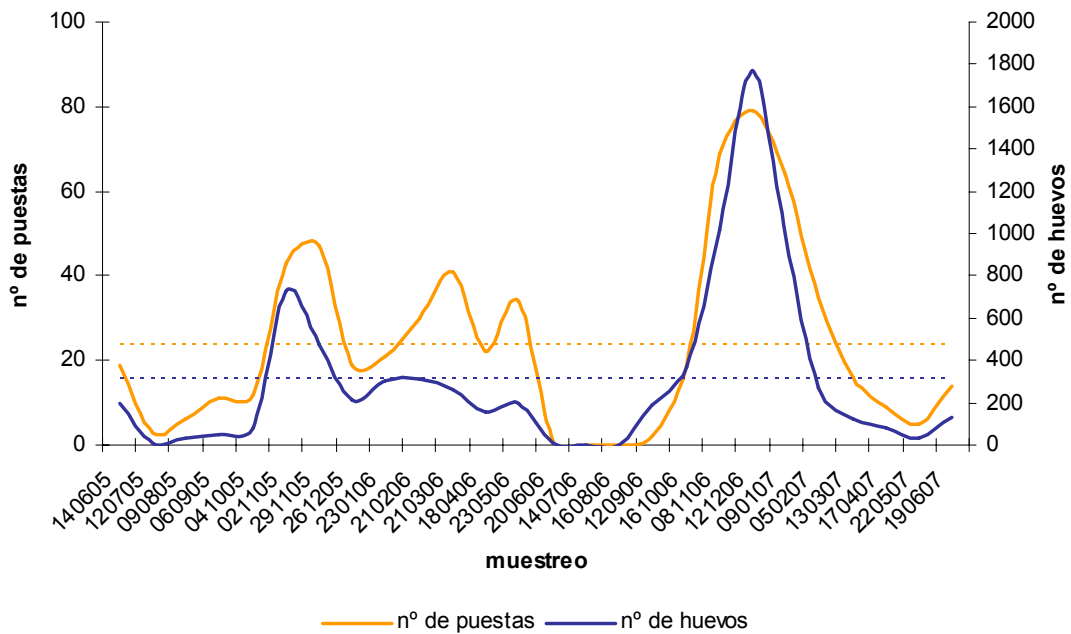


FIGURA 6.19: Número total de puestas y de huevos que se registraron en la localidad de Cambados a lo largo del período de estudio. Las líneas discontinuas indican el nº medio de puestas y de huevos para todo el período de estudio.

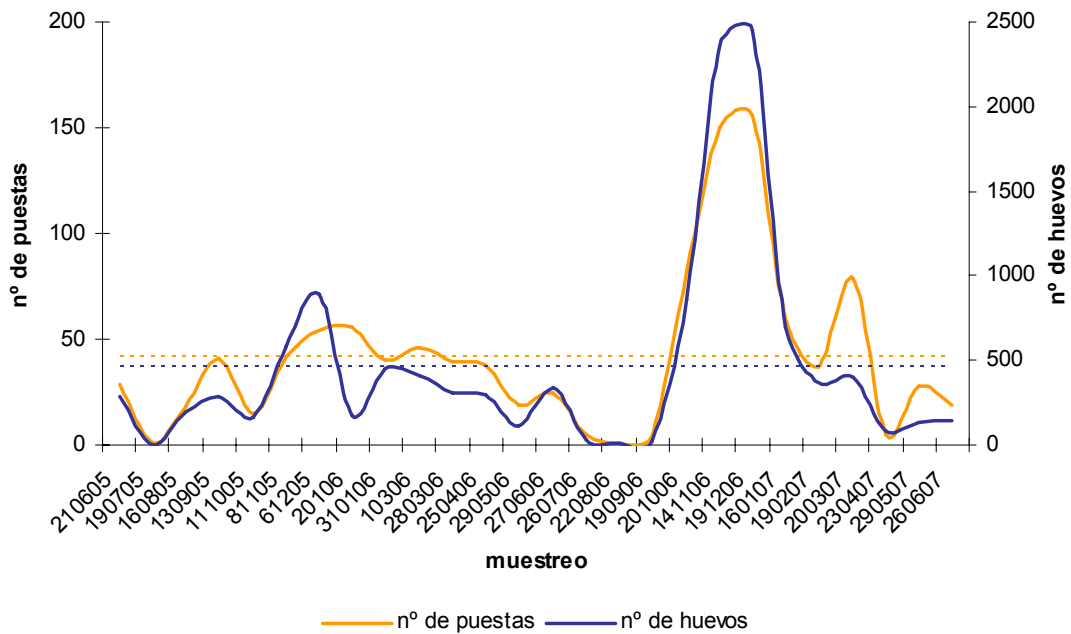


FIGURA 6.20: Número total de puestas y de huevos que se registraron en la localidad de Santa Comba a lo largo del período de estudio. Las líneas discontinuas indican el nº medio de puestas y de huevos para todo el período de estudio.

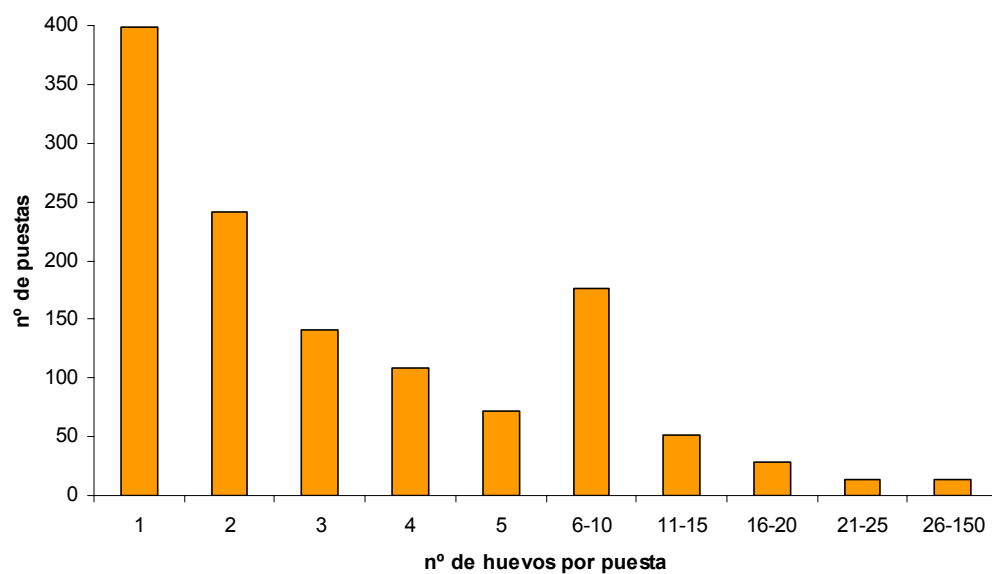


FIGURA 6.21: Distribución de las puestas que se registraron en la localidad de Monforte, en función del número de huevos por puesta.

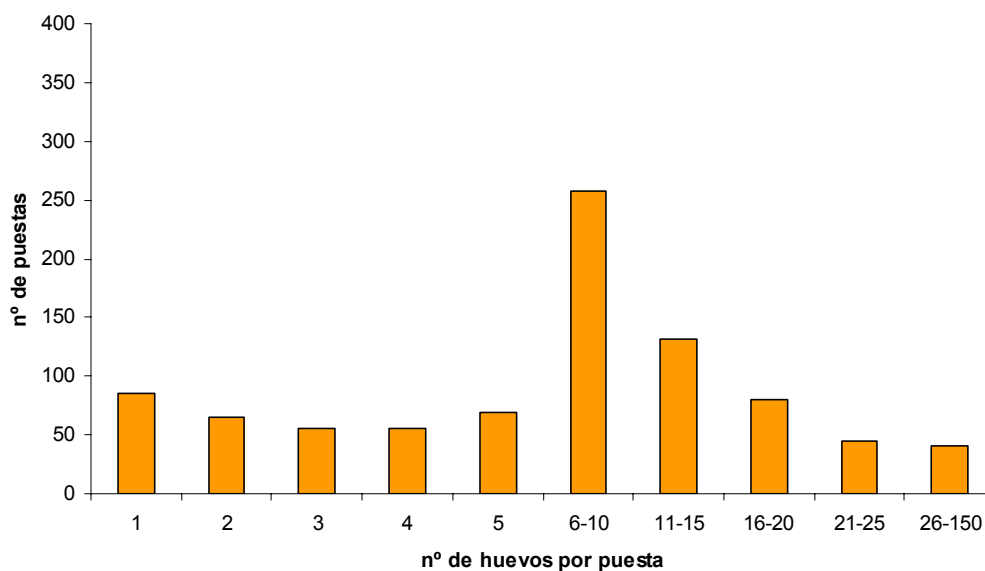


FIGURA 6.22: Distribución de las puestas que se registraron en la localidad de Abadín, en función del número de huevos por puesta.

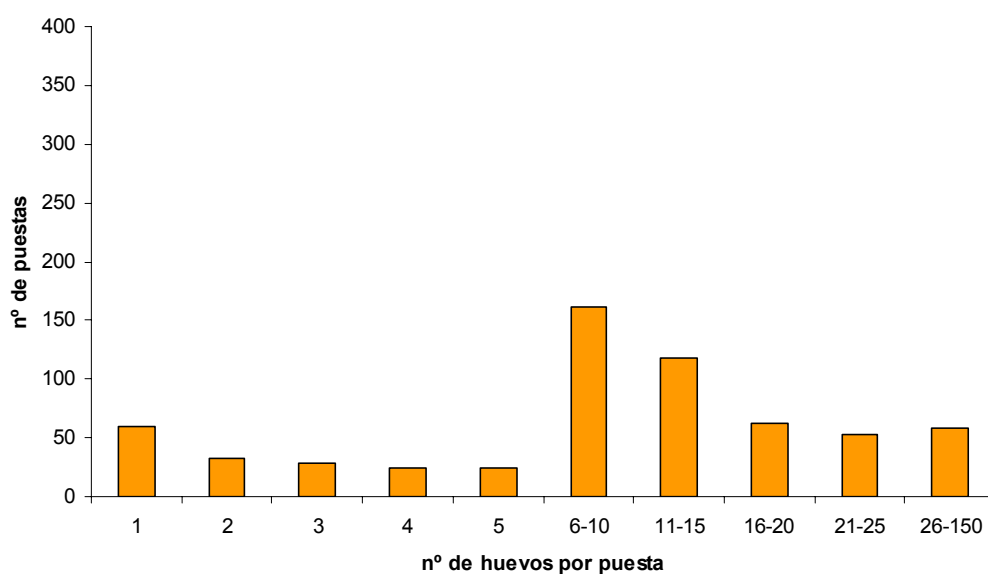


FIGURA 6.23: Distribución de las puestas que se registraron en la localidad de Cambados, en función del número de huevos por puesta.

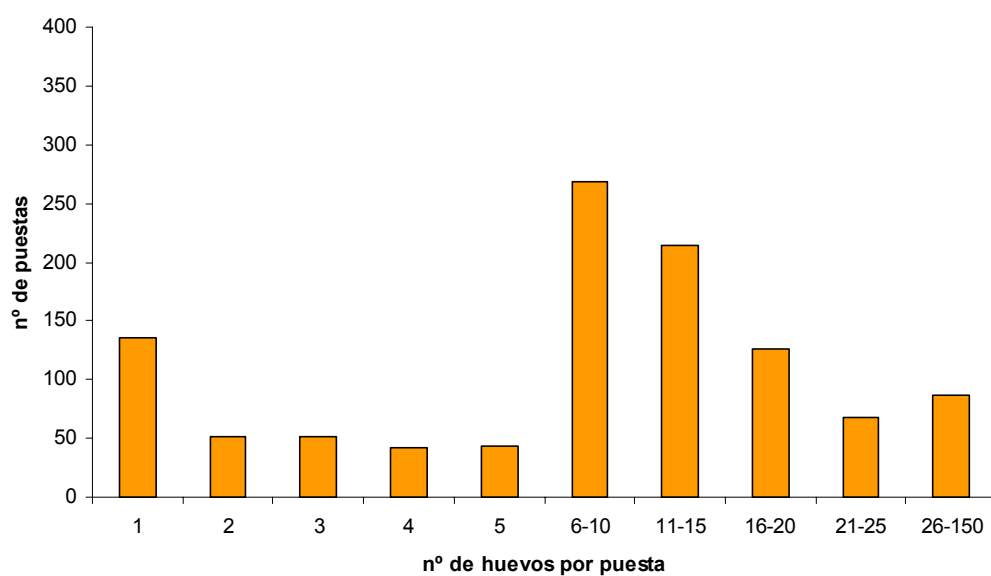


FIGURA 6.24: Distribución de las puestas que se registraron en la localidad de Santa Comba, en función del número de huevos por puesta.



A continuación se muestran los resultados relativos a la distribución espacial de las puestas de huevos de gasterópodos en las localidades de Monforte y Santa Comba.

▪ Localidad de Monforte

Los valores del índice estandarizado de Morisita (I_p) (TABLA 6.17) indican que las puestas de huevos de gasterópodos presentaron un patrón de distribución espacial de tipo agregado en la mayoría de los muestreos analizados (19 casos sobre 25). Sin embargo, según el índice de agregación I_a del método SADIE (TABLA 6.18) la distribución espacial de las puestas no fue significativamente diferente de la aleatoriedad en 9 de los 10 casos analizados. La FIGURA 6.25 muestra los mapas del índice de agrupación (v) para las puestas de huevos en esta parcela, en los que se indican las manchas en color rojo y los claros en color azul.

El índice de agregación I_a señaló un patrón de distribución de las puestas de tipo agregado únicamente en junio de 2005 (muestreo nº 2; nº de puestas =56), muestreo en el que existió un mancha en la zona inferior derecha de la parcela y otra pequeña mancha en la zona central, así como un claro en la zona superior izquierda de la parcela y otro pequeño claro en la zona central; las manchas y los claros resultaron estadísticamente significativos.



Fecha	I_p	p	Patrón espacial
31/05/05			
29/06/05	0.500	p<0.05	Agregado
26/07/05	0.512	p<0.05	Agregado
23/08/05	0.516	p<0.05	Agregado
20/09/05	0.215	N.S.	
20/10/05	-0.041	N.S.	
15/11/05	-0.080	N.S.	
13/12/05	0.502	p<0.05	Agregado
10/01/06	0.520	p<0.05	Agregado
07/02/06	0.506	p<0.05	Agregado
07/03/06	0.527	p<0.05	Agregado
03/04/06	0.501	p<0.05	Agregado
02/05/06	0.503	p<0.05	Agregado
05/06/06	0.646	p<0.05	Agregado
04/07/06	0.407	N.S.	
01/08/06	-0.015	N.S.	
29/08/06	0.515	p<0.05	Agregado
26/09/06	0.537	p<0.05	Agregado
24/10/06	0.422	N.S.	
21/11/06	0.521	p<0.05	Agregado
26/12/06	0.502	p<0.05	Agregado
23/01/07	0.506	p<0.05	Agregado
26/02/07	0.514	p<0.05	Agregado
30/03/07	0.506	p<0.05	Agregado
30/04/07	0.508	p<0.05	Agregado
05/06/07	0.501	p<0.05	Agregado

TABLA 6.17: Valores del índice estandarizado de Morisita (I_p) y su significación (p), para la distribución espacial de las puestas de huevos de gasterópodos en la localidad de Monforte a lo largo del período de estudio. N.S.= no significativo.



Fecha	I_a	p	Patrón espacial	V_i	V_j
31/05/05					
29/06/05	1.856	p<0.01	Agregado	1.67 (0.017)	-1.73 (0.011)
26/07/05					
23/08/05					
20/09/05					
20/10/05					
15/11/05					
13/12/05					
10/01/06					
07/02/06	1.077	N.S.		1.11(0.224)	-1.12 (0.224)
07/03/06					
03/04/06	1.188	N.S.		1.09 (0.237)	-1.20 (0.150)
02/05/06	1.232	N.S.		1.19 (0.151)	-1.21 (0.141)
05/06/06					
04/07/06					
01/08/06					
29/08/06					
26/09/06	1.454	N.S.		1.43 (0.051)	-1.44 (0.051)
24/10/06					
21/11/06					
26/12/06	1.028	N.S.		1.01 (0.363)	-0.99 (0.385)
23/01/07	0.895	N.S.		0.88 (0.633)	-0.86 (0.715)
26/02/07	0.934	N.S.		0.91 (0.573)	-0.95 (0.478)
30/03/07	1.017	N.S.		0.94 (0.506)	-0.97 (0.433)
30/04/07	1.165	N.S.		1.07 (0.277)	-1.19 (0.161)
05/06/07					

TABLA 6.18: Valores y significación (p) de los índices del método SADIE (índice de agregación I_a , valor medio del índice de agrupación de las manchas V_i , y valor medio del índice de agrupación de los claros V_j) para la ordenación espacial de las puestas de huevos de gasterópodos en la localidad de Monforte a lo largo del período de estudio. N.S.= no significativo.

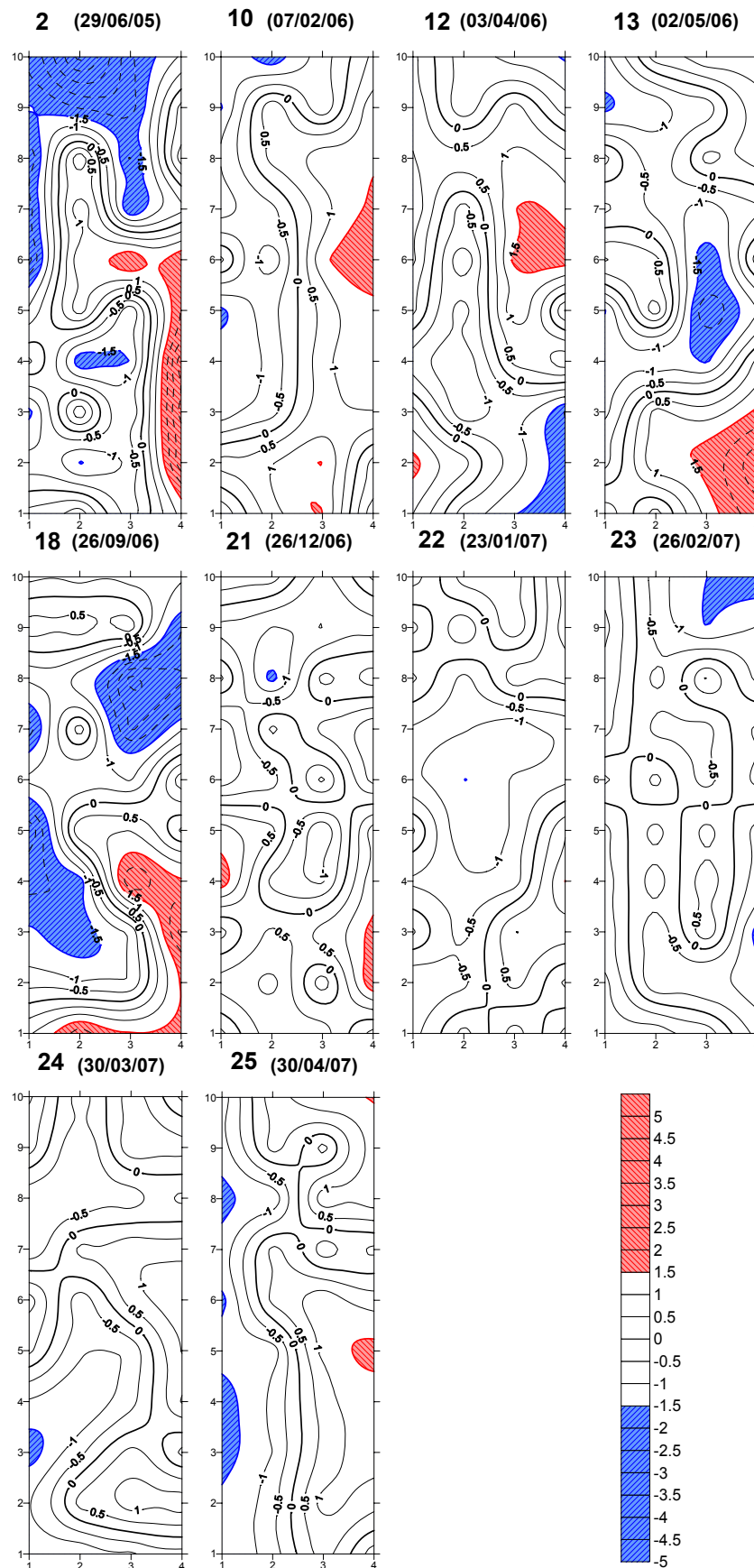


FIGURA 6.25: Mapas del índice de agrupación (v) de las puestas de huevos de gasterópodos en la localidad de Monforte. Manchas en rojo, claros en azul.



▪ Localidad de Santa Comba

Los valores del índice estandarizado de Morisita (I_p) (TABLA 6.19) indican que las puestas de huevos de gasterópodos presentaron un patrón de distribución espacial de tipo agregado en la mayoría de los muestreos analizados (16 casos sobre 21). Por el contrario, el índice de agregación I_a del método SADIE (TABLA 6.20) indica que la distribución espacial de las puestas fue aleatoria en 7 de los 11 casos analizados. La FIGURA 6.26 muestra los mapas del índice de agrupación (v) para las puestas de huevos en esta parcela, en los que se indican las manchas en color rojo y los claros en color azul.

El índice de agregación I_a señaló patrones de distribución espacial de tipo agregado para las puestas de gasterópodos, en los siguientes casos:

- septiembre de 2005 (muestreo nº 4; nº de puestas= 41), con manchas y claros estadísticamente significativos. Existió una gran mancha en la zona superior derecha de la parcela y un gran claro en la parte inferior izquierda.
- diciembre de 2005 (muestreo nº 7; nº de puestas= 54), con manchas y claros significativos. Existió una gran mancha en la parte inferior izquierda de la parcela y otra pequeña mancha en la zona central, y varios claros a derecha e izquierda de la parte superior de la parcela, y a la derecha de la mitad inferior.
- principios de enero de 2006 (muestreo nº 8; nº de puestas= 56), con una mancha significativa en la parte izquierda de la zona central de la parcela y otra pequeña mancha en la zona central inferior. Los claros existentes en la parte superior de la parcela no fueron significativos.
- marzo de 2007 (muestreo nº 23; nº de puestas= 79), con manchas y claros significativos. Existió una gran mancha en la mitad inferior de la parcela y varios claros a derecha e izquierda de la mitad superior.



Fecha	I_p	p	Patrón espacial
21/06/05	0.523	p<0.05	Agregado
19/07/05			
16/08/05	0.517	p<0.05	Agregado
13/09/05	0.511	p<0.05	Agregado
11/10/05	0.486	N.S.	
08/11/05	0.454	N.S.	
06/12/05	0.517	p<0.05	Agregado
02/01/06	0.509	p<0.05	Agregado
31/01/06	0.504	p<0.05	Agregado
01/03/06	0.510	p<0.05	Agregado
28/03/06	0.507	p<0.05	Agregado
25/04/06	0.505	p<0.05	Agregado
29/05/06	0.427	N.S.	
27/06/06	0.522	p<0.05	Agregado
26/07/06			
22/08/06			
19/09/06			
20/10/06	0.500	p<0.05	Agregado
14/11/06	0.504	p<0.05	Agregado
19/12/06	0.507	p<0.05	Agregado
16/01/07	0.505	p<0.05	Agregado
19/02/07	0.533	p<0.05	Agregado
20/03/07	0.508	p<0.05	Agregado
23/04/07			
29/05/07	0.210	N.S.	
26/06/07	-0.301	N.S.	

TABLA 6.19: Valores del índice estandarizado de Morisita (I_p) y su significación (p), para la distribución espacial de las puestas de huevos de gasterópodos en la localidad de Santa Comba a lo largo del período de estudio. N.S.= no significativo.



Fecha	I_a	p	Patrón espacial	V_i	V_j
21/06/05					
19/07/05					
16/08/05					
13/09/05	1.877	p<0.01	Agregado	1.68 (0.016)	-1.86 (0.005)
11/10/05					
08/11/05	1.406	N.S.		1.39 (0.064)	-1.38 (0.068)
06/12/05	1.620	p<0.05	Agregado	1.50 (0.035)	-1.62 (0.022)
02/01/06	1.632	p<0.05	Agregado	1.59 (0.029)	-1.44 (0.055)
31/01/06	1.177	N.S.		1.23 (0.126)	-1.17 (0.174)
01/03/06	0.903	N.S.		0.96 (0.452)	-0.90 (0.584)
28/03/06					
25/04/06					
29/05/06					
27/06/06					
26/07/06					
22/08/06					
19/09/06					
20/10/06	0.938	N.S.		0.97 (0.439)	-0.89 (0.629)
14/11/06	0.962	N.S.		0.94 (0.499)	-0.95 (0.468)
19/12/06	0.986	N.S.		0.91 (0.581)	-0.92 (0.552)
16/01/07	0.955	N.S.		0.98 (0.405)	-0.90 (0.601)
19/02/07					
20/03/07	1.487	p<0.05	Agregado	1.52 (0.032)	-1.53 (0.029)
23/04/07					
29/05/07					
26/06/07					

TABLA 6.20: Valores y significación (p) de los índices del método SADIE (índice de agregación I_a , valor medio del índice de agrupación de las manchas V_i , y valor medio del índice de agrupación de los claros V_j) para la ordenación espacial de las puestas de huevos de gasterópodos en la localidad de Santa Comba a lo largo del período de estudio. N.S.= no significativo.

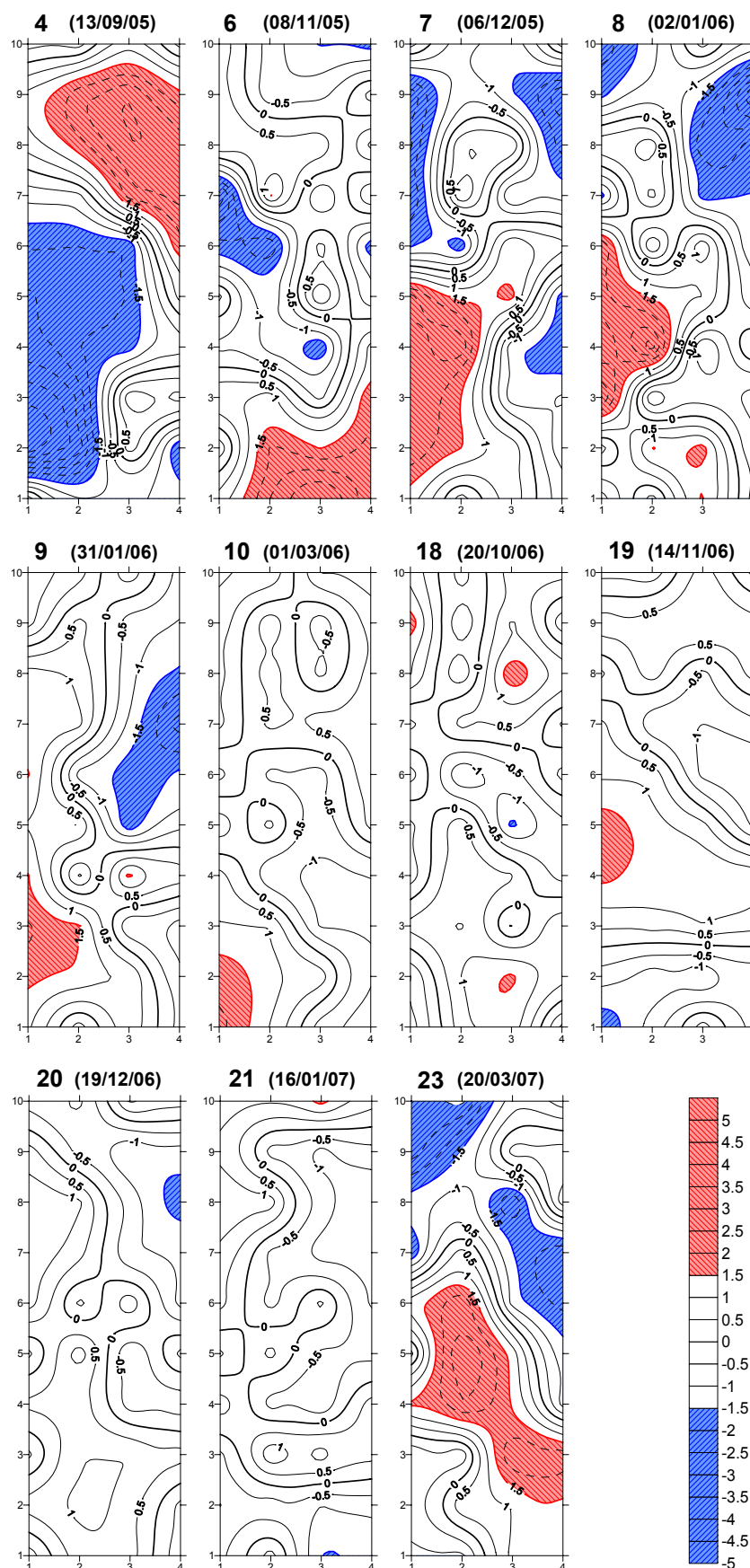


FIGURA 6.26: Mapas del índice de agrupación (v) de las puestas de huevos de gasterópodos en la localidad de Santa Comba. Manchas en rojo, claros en azul.



6.3.2.- Análisis de relaciones espaciales

6.3.2.1.- Localidad de Monforte

La TABLA 6.21 muestra los valores del índice de relación espacial (X) del método SADIE para cuantificar el grado de relación existente a nivel global entre la ordenación espacial de las principales especies de babosas de la localidad de Monforte.

La existencia de relación espacial entre *D. reticulatum* y *D. laeve* se analizó en 8 casos, de los cuales, en 5 no existió ningún tipo de relación entre la ordenación espacial de ambas especies, es decir, que la ordenación espacial de cada una fue independiente de la ordenación espacial de la otra, y en 3 casos existió una relación estadísticamente significativa; en estos 3 casos, la relación existente fue del tipo de la asociación espacial, lo que quiere decir que en esas 3 ocasiones existió un elevado grado de coincidencia en las zonas en las que ambas especies abundaban y en las zonas en las que ambas especies escaseaban. La FIGURA 6.27 muestra los mapas de asociación local entre estas dos especies, en los que las zonas de color lila indican distintos grados de asociación (zonas en las que ambas especies abundan o ambas escasean) y las zonas de color verde indican distintos grados de disociación (zonas en las que una de las especies abunda y la otra escasea). Las ocasiones en las que existió asociación espacial entre *D. reticulatum* y *D. laeve* fueron:

- febrero de 2006 (muestreo nº 10; nº de *D. reticulatum* = 233; nº de *D. laeve* = 141).
- marzo del 2006 (muestreo nº 11; nº de *D. reticulatum* = 244; nº de *D. laeve* = 89).
- octubre del 2006 (muestreo nº 19; nº de *D. reticulatum* = 48; nº de *D. laeve* = 70).

La existencia de relación espacial entre *D. reticulatum* y *A. intermedius* sólo se pudo analizar en 1 caso (diciembre de 2006; muestreo nº 21; nº de *D. reticulatum* = 142; nº de *A. intermedius* = 40), en el cual no existió ningún tipo de relación entre la ordenación espacial de ambas especies. La FIGURA 6.28 muestra el mapa de asociación local entre estas dos especies.

No se pudo analizar en ningún caso la existencia de relación espacial entre *A. intermedius* y *D. laeve*.



	<i>D. reticulatum</i> - <i>D. laeve</i>			<i>D. reticulatum</i> - <i>A. intermedius</i>			<i>A. intermedius</i> - <i>D. laeve</i>		
Fecha	X	Tipo de relación	p	X	Tipo de relación	p	X	Tipo de relación	p
31/05/05									
29/06/05									
26/07/05									
23/08/05									
20/09/05									
20/10/05									
15/11/05									
13/12/05									
10/01/06									
07/02/06	0.347	Asociación	0.022						
07/03/06	0.392	Asociación	0.012						
03/04/06	-0.012	No relación	0.518						
02/05/06									
05/06/06									
04/07/06									
01/08/06									
29/08/06									
26/09/06									
24/10/06	0.322	Asociación	0.023						
21/11/06	0.264	No relación	0.049						
26/12/06				-0.225	No relación	0.880			
23/01/07	-0.156	No relación	0.831						
26/02/07	0.078	No relación	0.327						
30/03/07									
30/04/07									
05/06/07	0.060	No relación	0.363						

TABLA 6.21: Valores del índice de relación espacial (X) del método SADIE, para la relación entre la ordenación espacial de las principales especies de babosas presentes en la localidad de Monforte a lo largo del período de estudio. Los valores de p marcados en negrita indican que la relación es significativa.

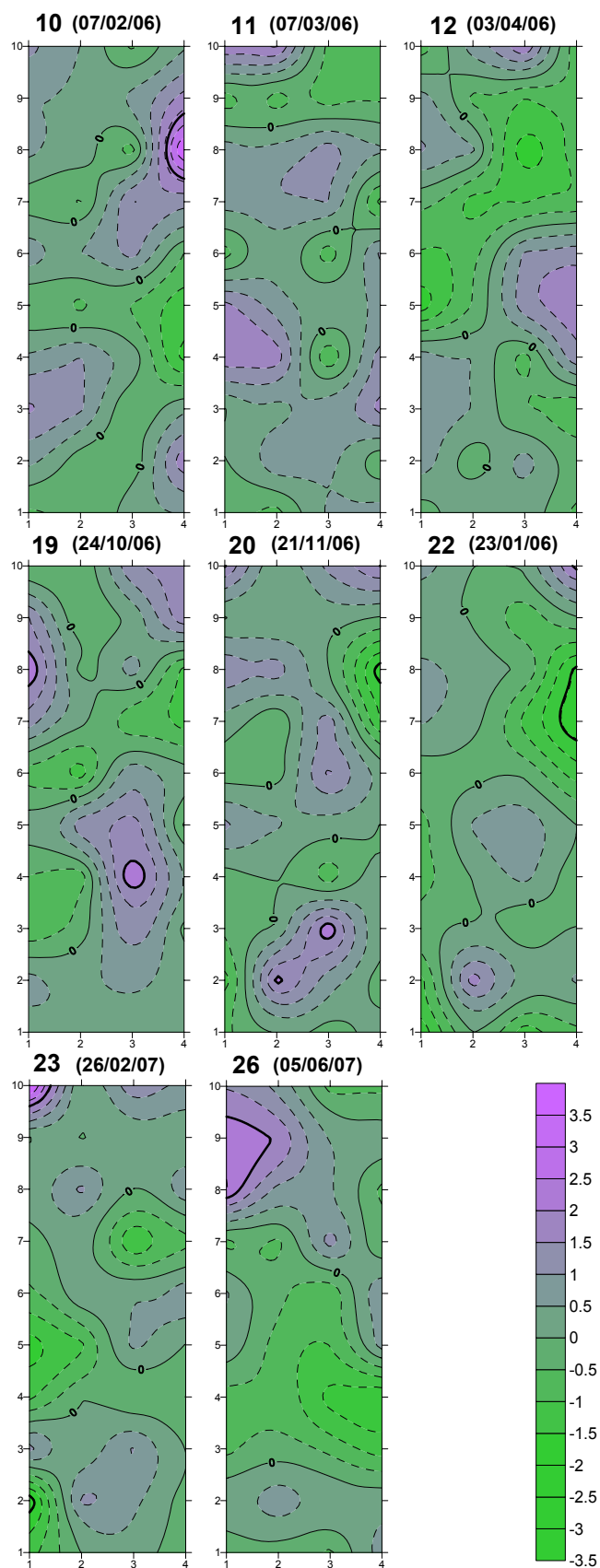


FIGURA 6.27: Mapas de asociación local entre las especies *D. reticulatum* y *D. laeve* en la localidad de Monforte. Las zonas de color lila y de color verde indican respectivamente asociación y disociación espacial. Las zonas en las que la relación (asociación o disociación) es significativa ($p < 0.05$) están rodeadas con una línea negra gruesa.

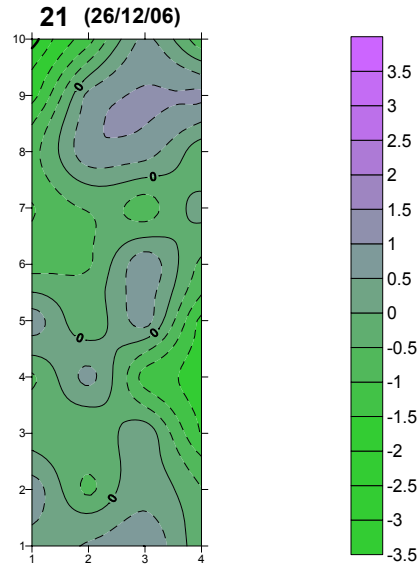


FIGURA 6.28: Mapa de asociación local entre las especies *D. reticulatum* y *A. intermedius* en la localidad de Monforte. Las zonas de color lila y de color verde indican respectivamente asociación y disociación espacial. Las zonas en las que la relación es significativa ($p < 0.05$) están rodeadas con una línea negra gruesa.

La TABLA 6.22 muestra los valores del índice de relación espacial (X) del método SADIE para la relación existente a nivel global entre la ordenación espacial de las puestas de huevos y los gasterópodos de la parcela de Monforte.

La existencia de relación espacial entre las puestas y los gasterópodos de Monforte se analizó en 10 casos, cuyos mapas de asociación local se muestran en la FIGURA 6.29. En 8 de los 10 casos no existió ningún tipo de relación, y en 2 casos existió una asociación estadísticamente significativa entre las puestas y los gasterópodos. Las ocasiones en las que existió asociación espacial entre puestas y gasterópodos de Monforte fueron:

- febrero de 2006 (muestreo nº 10; nº de puestas = 107; nº de gasterópodos= 539).
- abril de 2007 (muestreo nº 25; nº de puestas = 201; nº de gasterópodos= 968).



Fecha	X	Tipo de relación	p
31/05/05			
29/06/05	0.128	No relación	0.233
26/07/05			
23/08/05			
20/09/05			
20/10/05			
15/11/05			
13/12/05			
10/01/06			
07/02/06	0.686	Asociación	0.001
07/03/06			
03/04/06	0.176	No relación	0.142
02/05/06	0.239	No relación	0.101
05/06/06			
04/07/06			
01/08/06			
29/08/06			
26/09/06	0.266	No relación	0.060
24/10/06			
21/11/06			
26/12/06	-0.044	No relación	0.399
23/01/07	-0.075	No relación	0.664
26/02/07	-0.048	No relación	0.608
30/03/07	0.277	No relación	0.048
30/04/07	0.366	Asociación	0.018
05/06/07			

TABLA 6.22: Valores del índice de relación espacial (X) del método SADIE, para la relación entre la ordenación espacial de las puestas de huevos y los gasterópodos en la localidad de Monforte a lo largo del período de estudio. Los valores de p marcados en negrita indican que la relación es significativa.

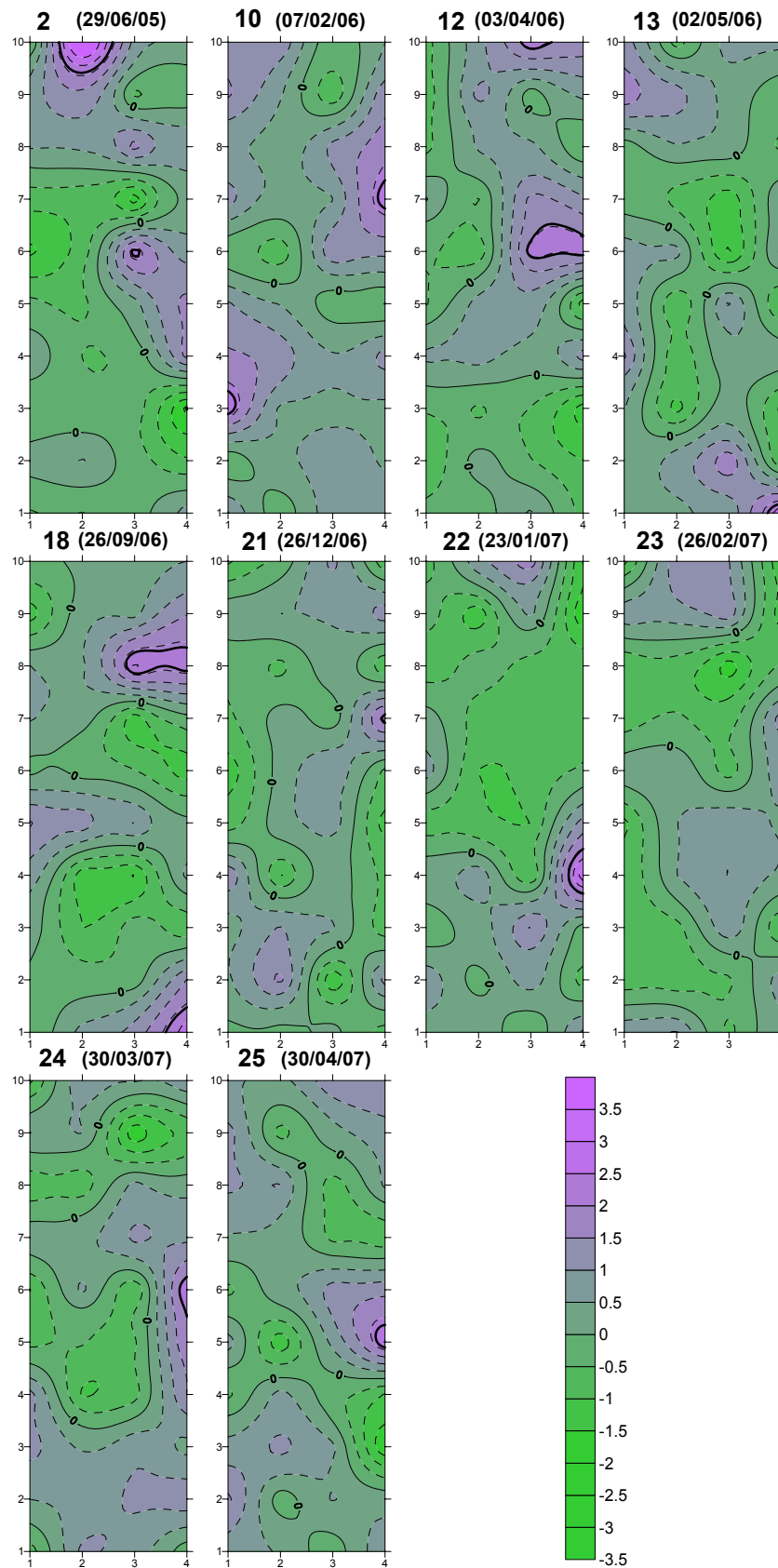


FIGURA 6.29: Mapas de asociación local entre las puestas de huevos y los gasterópodos en la localidad de Monforte. Las zonas de color lila y de color verde indican respectivamente asociación y disociación espacial. Las zonas en las que la relación es significativa ($p < 0.05$) están rodeadas con una línea negra gruesa.



▪ Localidad de Santa Comba

La TABLA 6.23 muestra los valores del índice de relación espacial (X) del método SADIE para el grado de relación existente a nivel global entre la ordenación espacial de las principales especies de babosas de la localidad de Santa Comba.

La existencia de relación espacial entre *D. reticulatum* y *D. panormitanum* se analizó en 17 casos, de los cuales, en 6 no existió ningún tipo de relación entre la ordenación espacial de ambas especies, pero en 11 casos existió una relación estadísticamente significativa, del tipo de la asociación espacial. La FIGURA 6.30 muestra los mapas de asociación local entre estas dos especies. Las ocasiones en las que existió asociación espacial entre *D. reticulatum* y *D. panormitanum* fueron:

- junio de 2005 (muestreo nº 1; nº de *D. reticulatum* = 130; nº de *D. panormitanum* = 535).
- julio de 2005 (muestreo nº 2; nº de *D. reticulatum* = 335; nº de *D. panormitanum* = 460).
- agosto de 2005 (muestreo nº 3; nº de *D. reticulatum* = 182; nº de *D. panormitanum* = 199).
- fin enero de 2006 (muestreo nº 9; nº de *D. reticulatum* = 83; nº de *D. panormitanum* = 49).
- principios marzo 2006 (m. nº 10; nº de *D. reticulatum* = 200; nº de *D. panormitanum* = 51).
- mayo de 2006 (muestreo nº 13; nº de *D. reticulatum* = 98; nº de *D. panormitanum* = 245).
- junio de 2006 (muestreo nº 14; nº de *D. reticulatum* = 42; nº de *D. panormitanum* = 243).
- julio de 2006 (muestreo nº 15; nº de *D. reticulatum* = 53; nº de *D. panormitanum* = 99).
- febrero de 2007 (muestreo nº 22; nº de *D. reticulatum* = 206; nº de *D. panormitanum* = 145).
- marzo de 2007 (muestreo nº 23; nº de *D. reticulatum* = 333; nº de *D. panormitanum* = 285).
- abril de 2007 (muestreo nº 24; nº de *D. reticulatum* = 240; nº de *D. panormitanum* = 390).

La existencia de relación espacial entre *D. reticulatum* y *A. intermedius* sólo se pudo analizar en 2 ocasiones (finales de marzo de 2006, muestreo nº 11, nº de *D. reticulatum* = 305, nº de *A. intermedius* = 52; octubre de 2006, muestreo nº 18, nº de *D. reticulatum* = 43, nº de *A. intermedius* = 47), y en ninguna de ellas existió ningún tipo de relación entre la ordenación espacial de ambas especies. La FIGURA 6.31 muestra los mapas de asociación local entre estas dos especies.

La relación espacial entre *A. intermedius* y *D. panormitanum* sólo se pudo analizar en 1 ocasión (finales de marzo de 2006, muestreo nº 11, nº de *A. intermedius* = 52; nº de *D. panormitanum* = 86), en la cual no existió ninguna relación entre la ordenación espacial de ambas especies. La FIGURA 6.32 muestra el mapa de asociación local entre estas dos especies.



	<i>D. reticulatum</i> - <i>D. panormitanum</i>			<i>D. reticulatum</i> - <i>A. intermedius</i>			<i>A. intermedius</i> - <i>D. panormitanum</i>		
Fecha	X	Tipo de relación	p	X	Tipo de relación	p	X	Tipo de relación	p
21/06/05	0.349	Asociación	0.015						
19/07/05	0.746	Asociación	0.001						
16/08/05	0.496	Asociación	0.006						
13/09/05									
11/10/05									
08/11/05									
06/12/05									
02/01/06									
31/01/06	0.417	Asociación	0.008						
01/03/06	0.350	Asociación	0.018						
28/03/06	-0.081	No relación	0.684	-0.210	No relación	0.885	-0.123	No relación	0.754
25/04/06	0.257	No relación	0.074						
29/05/06	0.445	Asociación	0.004						
27/06/06	0.415	Asociación	0.007						
26/07/06	0.533	Asociación	0.001						
22/08/06									
19/09/06									
20/10/06				0.074	No relación	0.338			
14/11/06									
19/12/06	0.250	No relación	0.084						
16/01/07	0.344	No relación	0.030						
19/02/07	0.369	Asociación	0.015						
20/03/07	0.352	Asociación	0.019						
23/04/07	0.691	Asociación	0.001						
29/05/07	0.251	No relación	0.082						
26/06/07	-0.012	No relación	0.526						

TABLA 6.23: Valores del índice de relación espacial (X) del método SADIE, para la relación entre la ordenación espacial de las principales especies de babosas presentes en la localidad de Santa Comba a lo largo del período de estudio. Los valores de p marcados en negrita indican que la relación es significativa.

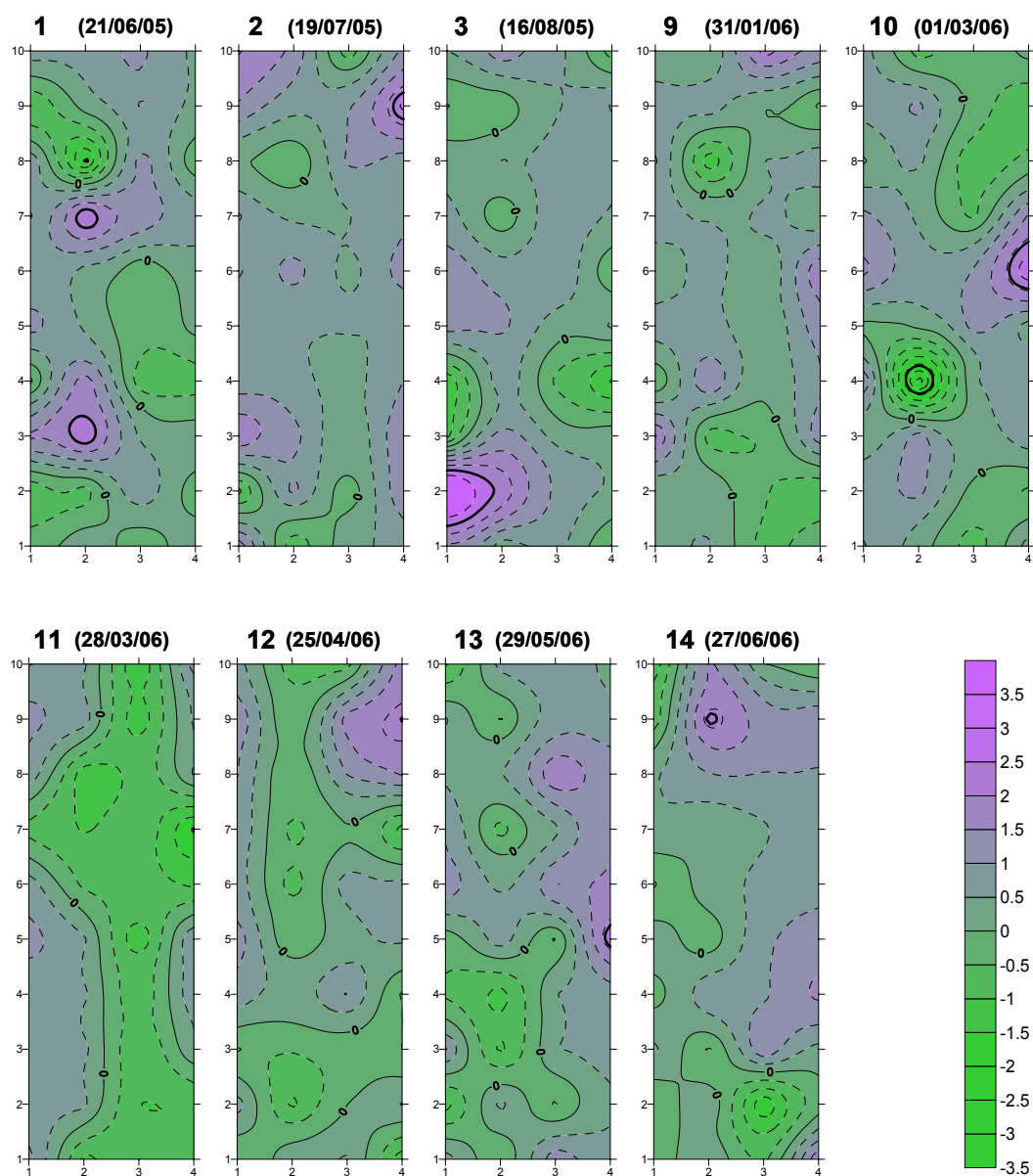


FIGURA 6.30: Mapas de asociación local entre las especies *D. reticulatum* y *D. panormitanum* en la localidad de Santa Comba. Las zonas de color lila y de color verde indican respectivamente asociación y disociación espacial. Las zonas en las que la relación es significativa ($p < 0.05$) están rodeadas con una línea negra gruesa.

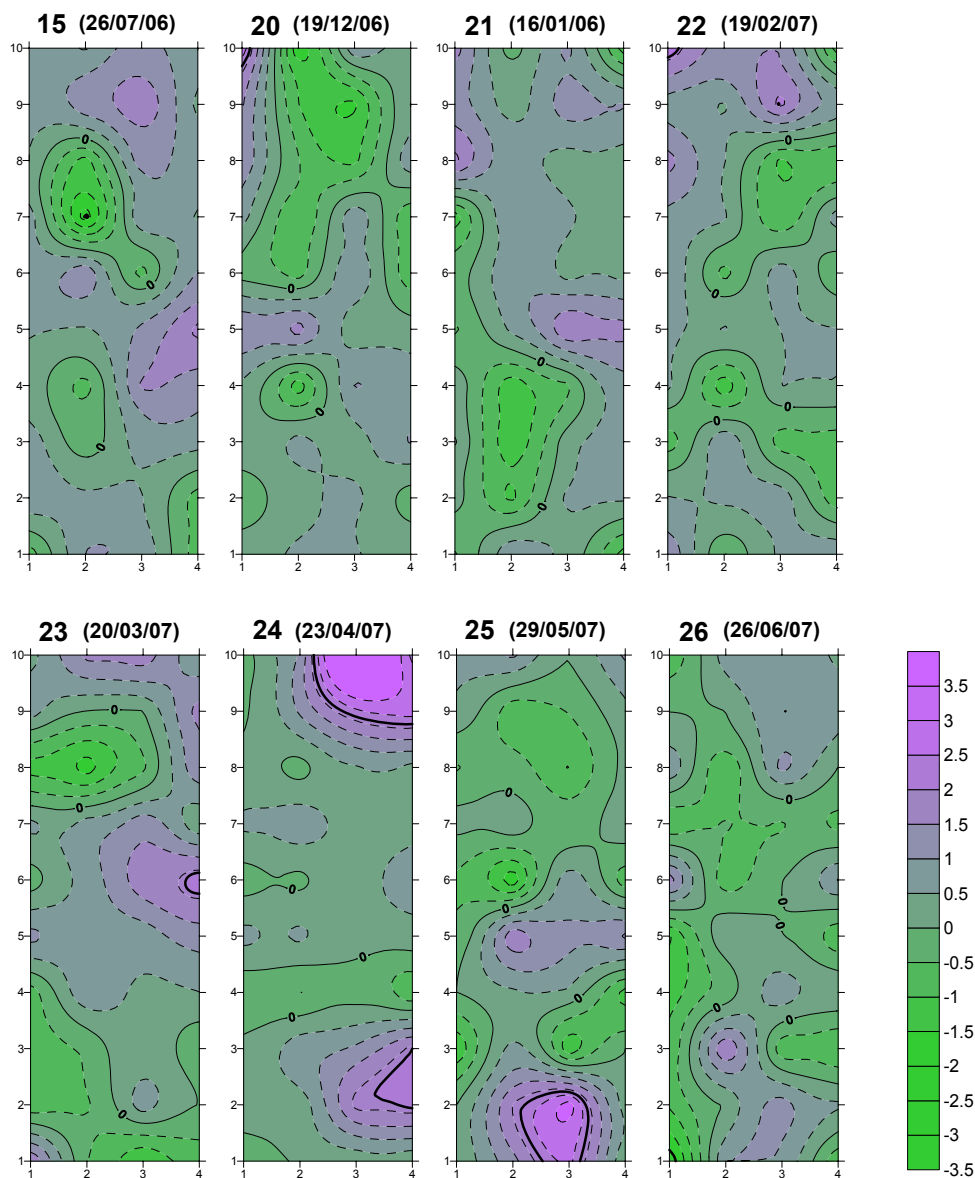


FIGURA 6.30 (continuación): Mapas de asociación local entre las especies *D. reticulatum* y *D. panormitanum* en la localidad de Santa Comba. Las zonas de color lila y de color verde indican respectivamente asociación y disociación espacial. Las zonas en las que la relación es significativa ($p < 0.05$) están rodeadas con una línea negra gruesa.

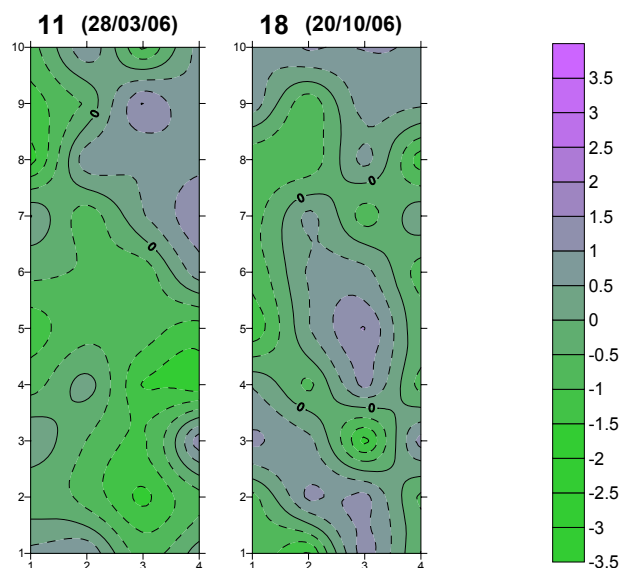


FIGURA 6.31: Mapas de asociación local entre las especies *D. reticulatum* y *A. intermedius* en la localidad de Santa Comba. Las zonas de color lila y de color verde indican respectivamente asociación y disociación espacial. Las zonas en las que la relación es significativa ($p < 0.05$) están rodeadas con una línea negra gruesa.

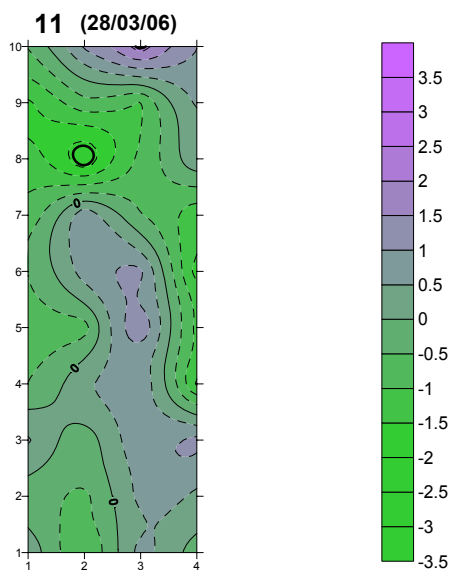


FIGURA 6.32: Mapa de asociación local entre las especies *A. intermedius* y *D. panormitanum* en la localidad de Santa Comba. Las zonas de color lila y de color verde indican respectivamente asociación y disociación espacial. Las zonas en las que la relación es significativa ($p < 0.05$) están rodeadas con una línea negra gruesa.

La TABLA 6.24 muestra los valores del índice de relación espacial (X) para la relación existente a nivel global entre la ordenación espacial de las puestas de huevos y los gasterópodos de la parcela de Santa Comba. La existencia de relación espacial



entre las puestas y los gasterópodos de Santa Comba se analizó en 11 casos, cuyos mapas de asociación local se muestran en la FIGURA 6.33. En 9 de los 11 casos no existió ningún tipo de relación, y en 2 casos existió una asociación significativa entre las puestas y los gasterópodos. Las ocasiones en las que existió asociación espacial entre puestas y gasterópodos de Santa Comba fueron:

- noviembre de 2005 (muestreo nº 6; nº de puestas = 42; nº de gasterópodos= 109).
- octubre de 2006 (muestreo nº 18; nº de puestas = 82; nº de gasterópodos= 124).

Fecha	X	Tipo de relación	p
21/06/05			
19/07/05			
16/08/05			
13/09/05	0.131	No relación	0.253
11/10/05			
08/11/05	0.458	Asociación	0.001
06/12/05	0.318	No relación	0.026
02/01/06	0.167	No relación	0.154
31/01/06	0.084	No relación	0.326
01/03/06	-0.025	No relación	0.561
28/03/06			
25/04/06			
29/05/06			
27/06/06			
26/07/06			
22/08/06			
19/09/06			
20/10/06	0.402	Asociación	0.006
14/11/06	0.047	No relación	0.388
19/12/06	-0.294	No relación	0.945
16/01/07	-0.075	No relación	0.668
19/02/07			
20/03/07	0.073	No relación	0.323
23/04/07			
29/05/07			
26/06/07			

TABLA 6.24: Valores del índice de relación espacial (X) del método SADIE, para la relación entre la ordenación espacial de las puestas de huevos y los gasterópodos en la localidad de Santa Comba a lo largo del período de estudio. Los valores de p marcados en negrita indican que la relación es significativa.

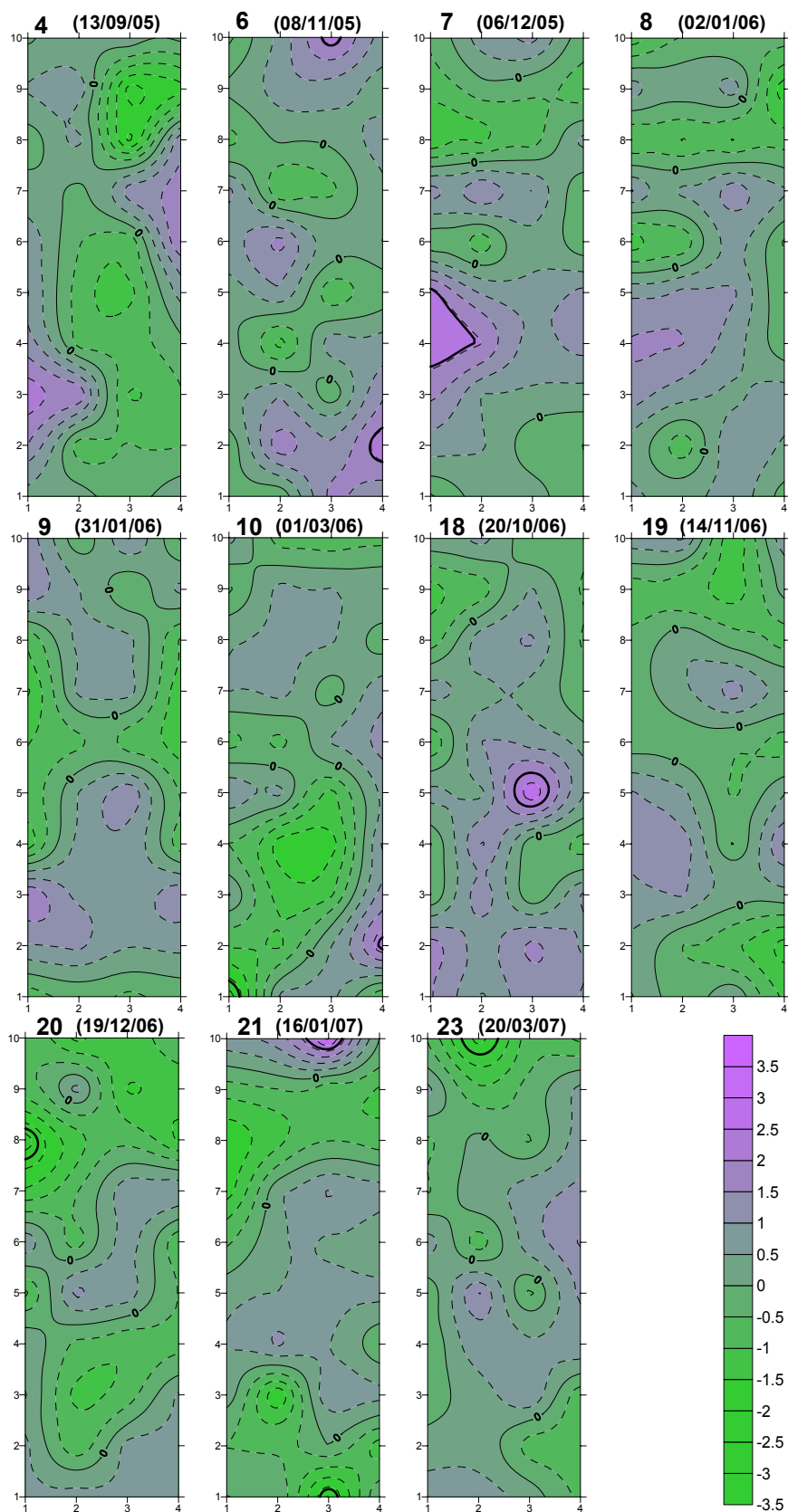


FIGURA 6.33: Mapas de asociación local entre las puestas de huevos y los gasterópodos en la localidad de Santa Comba. Las zonas de color lila y de color verde indican respectivamente asociación y disociación espacial. Las zonas en las que la relación es significativa ($p < 0.05$) están rodeadas con una línea negra gruesa.



6.4.-Discusión y conclusiones

Uno de los aspectos más resaltables que se ponen de manifiesto con los resultados obtenidos es la importancia del método utilizado para el análisis espacial. Los métodos más clásicos, como el índice de dispersión (I) basado en la relación entre la varianza y la media (S^2/\bar{x}), o el índice de dispersión de Morisita (I_d), o su versión estandarizada (I_p), que fue uno de los métodos utilizados en este trabajo, son todos ellos métodos paramétricos que representan una aproximación puramente matemática y abstracta al estudio de la distribución espacial de los organismos, y se basan en que los datos obtenidos en los conteos se ajustan a una determinada distribución estadística (Krebs, 1999). Generalmente, estas distribuciones estadísticas son la distribución de Poisson en el caso de patrones espaciales aleatorios, la distribución binomial positiva en el caso de patrones espaciales regulares, y la distribución binomial negativa en el caso de patrones espaciales agregados (Tellería, 1986). Por otro lado, esta clasificación tradicional de los patrones de distribución espacial en regulares, aleatorios y agregados es una simplificación excesiva que tiene un escaso valor descriptivo y que requiere generalmente de análisis más profundos para poner de manifiesto la estructuración espacial de la variable en estudio (De la Cruz, 2008).

Existen numerosos trabajos que han utilizado este tipo de aproximaciones paramétricas para el estudio de la distribución espacial en poblaciones de gasterópodos terrestres, los cuales reflejan, en general, patrones de distribución de tipo agregado. South (1965), en praderas, encontró que *D. reticulatum*, *A. intermedius*, y las puestas de huevos de estas especies, se distribuyen en agregados. También en praderas, Mordan (1973) encontró patrones de distribución de tipo agregado para *D. reticulatum* y *A. intermedius*, aunque no para *D. laeve*. En tierras de cultivo, Hunter (1966) encontró un patrón de distribución agregado para *D. reticulatum*. En bosques, sin embargo, ni Mordan (1973) ni Jennings y Barkham (1975) encontraron evidencias de agregación en poblaciones de *A. intermedius*. En cultivos de trigo, y utilizando también métodos paramétricos, Bohan *et al.* (2000) encontraron que los patrones de distribución de *D. reticulatum* y *A. intermedius* son de tipo agregado, independientemente de la escala espacial del estudio, ya que estos autores estudiaron el efecto de la escala en el estudio de la distribución espacial comparando los resultados obtenidos al tomar 25 muestras de suelo, regularmente espaciadas, en una



superficie de 1 m², de 16 m², de 256 m² o de 5120 m². En el presente trabajo, utilizando el índice estandarizado de dispersión de Morisita (I_p), los resultados obtenidos indican que para *D. reticulatum*, *D. laeve* y *D. panormitanum*, así como para las puestas de huevos de gasterópodos, el patrón de distribución espacial que predomina es el agregado, mientras que para *A. intermedius*, la distribución aleatoria fue la observada con mayor frecuencia.

Aunque en general estos resultados están en concordancia con los obtenidos por otros autores, a la hora de comparar resultados es muy importante tomar en consideración la metodología de muestreo, ya que la mayoría de los trabajos sobre distribución espacial de babosas han sido realizados a partir de conteos realizados en muestras de suelo, mientras que, en nuestro caso, los datos utilizados para el análisis espacial procedían exclusivamente de conteos realizados en trampas, y existen evidencias de que ambos métodos de muestreo podrían no reflejar los mismos patrones de distribución espacial debido al diferente grado de utilización de las trampas que presentan distintas especies (Archard *et al.*, 2004).

Metodológicamente, el presente trabajo es comparable al de Nash, Thomson y Hoffman (2007) en cultivos de colza de Australia, ya que estos autores se basaron en datos procedentes de trampas de superficie y utilizaron el índice estandarizado de dispersión de Morisita como método de análisis de la distribución espacial; encontraron que *D. reticulatum* y *D. panormitanum* presentaban por lo general patrones de distribución en agregados, lo cual coincide con nuestros resultados. Con respecto a *D. reticulatum*, nuestros resultados coinciden también con los de estudios realizados a partir de conteos realizados en muestras de suelo y métodos paramétricos de análisis, como los de South (1965), Hunter (1966), Mordan (1973), o Bohan *et al.* (2000), en el sentido de que todos ellos señalan patrones de distribución de tipo agregado. Aunque este tipo de patrones son sin duda los más frecuentes en la naturaleza (Tellería, 1986), los métodos paramétricos sobrestiman su prevalencia, por el simple hecho de que en los conteos de organismos que se realizan en unidades de muestreo discretas, lo más habitual es que se de un número elevado de ceros y de valores bajos, y un número reducido de valores altos, lo cual se traduce en una varianza que excede en valor a la media (Taylor, 1961; Taylor y Taylor 1977; Anderson, Gordon, Crawley y Hassell, 1982).



Con respecto a *A. intermedius*, nuestros resultados con el método paramétrico indican que el patrón espacial predominante es el aleatorio, en coincidencia con lo señalado por Archard *et al.* (2004) para esta especie a partir de datos obtenidos en trampas; sin embargo, en aquellos trabajos que aplicaron técnicas paramétricas de análisis a datos de *A. intermedius* procedentes de muestras de suelo, el patrón espacial que se desprende suele ser también el agregado (South, 1965; Mordan, 1973; Bohan *et al.*, 2000). Archard *et al.* (2004) achacan la falta de agregación que se desprende de los datos de *A. intermedius* procedentes de trampas, a la baja utilización que esta especie hace de las trampas de superficie, de forma similar a Mordan (1973), que señala que la falta de evidencias de agregación que obtiene en poblaciones de *A. intermedius* en bosques podría deberse a lo reducido de los tamaños de muestra que utiliza; en nuestro caso, el n° total de capturas de *A. intermedius* en la parcela de Monforte fue también muy reducido (275 capturas), pero en la localidad de Santa Comba, con 1309 capturas de esta especie, el patrón más frecuente de distribución espacial fue también el aleatorio, según el índice estandarizado de dispersión de Morisita. Barker (1999, 2002) no aporta datos cuantitativos, pero señala que *A. intermedius* es menos gregario que otros ariónidos introducidos en praderas de Nueva Zelanda, como *Arion distinctus* Mabille, 1868, o *Arion hortensis* Férussac, 1819, que son especies de fecundación cruzada a diferencia de *A. intermedius*, en la que predomina la autofecundación (Backeljau, De Brito, Tristao da Cunha y Frias Martins., 1992).

Al igual que en el trabajo de Bohan *et al.* (2000), en el presente trabajo encontramos que no existe una relación muy estrecha entre la distribución espacial determinada por los métodos paramétricos clásicos y la ordenación espacial que proporcionan los métodos espacialmente referenciados, como el SADIE. Así, según el índice de agregación I_a del SADIE, el patrón global de distribución espacial de todas las especies y de las puestas de huevos de las dos parcelas no fue significativamente diferente de la aleatoriedad en la gran mayoría de los casos analizados; por lo general existió un elevado grado de coincidencia en las ocasiones en las que el índice de agregación I_a del SADIE indicó un patrón de distribución de tipo agregado y también lo hizo así el índice estandarizado de dispersión de Morisita I_p , pero existieron varias ocasiones en las que el índice de agregación I_a del SADIE indicó un patrón agregado mientras que el índice estandarizado de dispersión de Morisita I_p indicó un patrón aleatorio; por ejemplo, en el muestreo n° 8 del 13/12/2005 en Monforte, el índice estandarizado de dispersión de Morisita I_p indica un patrón aleatorio para los *D. reticulatum* de tamaño 0.02-0.2 g, mientras que el índice de agregación I_a del SADIE



indica un patrón agregado, existiendo un gran claro en la mitad superior de la parcela y una gran mancha en la parte inferior, ambos estadísticamente significativos. Esto representa un buen ejemplo de las limitaciones que presentan los métodos paramétricos para reflejar correctamente el patrón de distribución espacial de los organismos en determinadas situaciones, así como la importancia de establecer claramente la diferencia entre los conceptos de distribución espacial y ordenación espacial (Krebs, 1999). A este respecto, Bohan *et al.* (2000) recomiendan acertadamente reservar la utilización de los términos regular, aleatorio y agregado, a la descripción de la ordenación espacial de los organismos, mientras que para describir el patrón global de distribución espacial de los datos que proporcionan los métodos paramétricos deberían reservarse términos como los de infradispersión (varianza < media), equidispersión (varianza = media) y sobredispersión (varianza > media), en referencia a la distribución de frecuencias de los datos y su ajuste a una determinada distribución estadística. La práctica habitual en la literatura es la de utilizar los términos regular, aleatorio y agregado como sinónimos de infradispersión, equidispersión y sobredispersión (Krebs, 1999).

Frente a los índices de dispersión clásicos, para cuyo cálculo no es necesario que los datos estén espacialmente referenciados, el proceso de cálculo del índice de agregación I_a del SADIE sí tiene en cuenta la localización espacial de los datos, por lo que contiene una mayor cantidad de información, pero sin embargo comparte con los índices de dispersión clásicos el defecto de que cualquier índice de carácter espacial que condense toda la información en un único valor tiene un poder interpretativo limitado (Perry y Dixon, 2002). Debido a ello, las diferencias conceptuales entre distribución espacial y ordenación espacial, así como la conveniencia de utilizar términos diferentes para referirse a uno u otro concepto, se hacen mucho más evidentes al representar la información obtenida en los muestreos por medio de mapas, lo cual facilita enormemente la interpretación. En el SADIE, los mapas del índice de agrupación (v) proporcionan una imagen muy intuitiva de la ordenación espacial de los datos, al encontrarse agrupados en zonas de abundancia elevada (manchas) y zonas de abundancia reducida (claros), de modo que es posible que se den manchas y/o claros estadísticamente significativos aunque el índice de agregación I_a indique un patrón global que no sea significativamente diferente de la aleatoriedad (en el presente trabajo, por ejemplo, en el muestreo nº 3 del 16/08/2005 en Santa Comba, para la distribución de los individuos de tamaño >0.2 g y para los individuos totales de *D. reticulatum*).



La observación de los mapas del índice de agrupación (v) obtenidos para las diferentes especies y localidades ponen de manifiesto, de forma muy clara, que la ordenación espacial de las especies estudiadas es en general un fenómeno muy dinámico, con cambios continuos del tamaño y la localización de las manchas y de los claros. Estos resultados están en concordancia con los de Bohan *et al.* (2000) con respecto a *D. reticulatum*; para dicha especie, y utilizando el índice de agregación I_a del SADIE, estos autores encontraron que el patrón espacial dominante a lo largo de un año de estudio fue el aleatorio, para todas las escalas de estudio que utilizaron, y también que su ordenación espacial en manchas y claros cambiaba notablemente en el tiempo, de forma que la ordenación observada en cada muestreo era independiente de la observada en el muestreo previo.

Con respecto a *A. intermedius*, Bohan *et al.* (2000) encontraron que el patrón de distribución, según el índice de agregación I_a , variaba en función del tiempo y de la escala espacial del estudio; de las escalas espaciales utilizadas por estos autores, la más parecida a la utilizada en el presente trabajo (100 m^2) es aquella en la que muestrearon una superficie de 256 m^2 , en cuyo caso encontraron patrones de distribución aleatorios y en agregados en diferentes ocasiones de muestreo, al igual que lo observado en la parcela de Santa Comba, que fue la única en la que fue posible aplicar el método SADIE para *A. intermedius* en ocasiones diferentes. A una escala espacial mayor (5120 m^2), Bohan *et al.* (2000) encontraron que el patrón de distribución predominante en *A. intermedius* era el agregado.

En general, la abundancia de puestas siguió un patrón de variación estacional similar en las cuatro localidades de estudio, y que fue a su vez similar al patrón estacional de variación de abundancia de las poblaciones de babosas, es decir, con máximos en el invierno y mínimos en el verano. Las distribuciones de frecuencias de las puestas en función del nº de huevos por puesta también fueron similares en las cuatro localidades, lo cual era de esperar en vista de la semejanza que presentan en cuanto a composición específica. El hecho de que las puestas registradas más frecuentemente en Monforte fueran de 1 ó 2 huevos, frente a las puestas de 6-10 huevos que fueron las más frecuentes en las otras 3 localidades, parece deberse a la presencia y abundancia en Monforte de *D. laeve*, especie ausente en las otras localidades; aunque para esta especie se han señalado tamaños medios de puesta de entre 23 y 37 huevos (Rollo y Shibata, 1991), las cuales fueron muy poco frecuentes



en nuestras observaciones, en algunas ocasiones pudimos observar ejemplares de *D. laeve* desplazándose al mismo tiempo que un huevo asomaba por su orificio genital, en un comportamiento que daría lugar a las numerosas puestas de huevos individuales que se registraron. A este respecto, no obstante, es de destacar que para *D. reticulatum*, especie muy abundante en las cuatro localidades, se han señalado tamaños medios de puesta de 22 huevos (Carrick, 1938) o de 21 huevos (Shirley, Rushton, Young y Port, 2001), por lo que serían de esperar elevadas frecuencias de las puestas de ese tamaño, que no fueron registradas.

Los patrones de distribución espacial de las puestas de huevos mostraron las mismas características que las de las especies de babosas estudiadas; en ambas localidades, el análisis paramétrico indicó patrones de distribución agregados en la gran mayoría de las ocasiones, en coincidencia con lo señalado por South (1965); sin embargo, el índice de agregación I_a del SADIE indicó de forma predominante patrones aleatorios, y la ordenación espacial de las puestas presentó manchas y claros de diferentes tamaños y posiciones a lo largo del tiempo.

Con respecto a la relación espacial entre las especies, los resultados obtenidos en el presente trabajo indican que la regla general es la falta de relación entre diferentes especies, es decir, que la ordenación espacial de cada una es independiente de la de otras especies presentes, sugiriendo una ausencia de interacción entre ellas. Bohan *et al.* (2000) obtuvieron resultados similares al estudiar la relación espacial entre *D. reticulatum* y *A. intermedius*: analizaron la existencia de relaciones espaciales entre ambas especies en 5 ocasiones y encontraron una asociación significativa en 1 ocasión, frente a la ausencia de relación en 4 ocasiones; estos autores se basaron en recuentos efectuados a partir de muestras de suelo y estudiaron la existencia de relación espacial entre estas especies a una escala espacial mayor (5120 m²), a la cual *D. reticulatum* presentaba un patrón de distribución aleatorio mientras que el de *A. intermedius* era agregado; en nuestro caso, las relaciones espaciales entre *D. reticulatum* y *A. intermedius* sólo pudieron ser analizadas en 3 ocasiones (1 en Monforte y 2 en Santa Comba), y en ninguno de ellos resultó una relación significativa, lo cual no resulta sorprendente teniendo en cuenta que nuestros análisis se basaron en recuentos efectuados en trampas, cuya utilización por parte de *A. intermedius* es menor.



De todas las relaciones espaciales estudiadas, la mayor frecuencia de casos significativos se dio entre *D. reticulatum* y *D. panormitanum* en la parcela de Santa Comba, en la que existió una asociación espacial significativa en 11 de los 17 casos analizados. La existencia de asociación espacial entre estas dos especies tampoco resulta sorprendente, debido al elevado grado de utilización de las trampas que presentaron ambas, a la semejanza en sus patrones de distribución individuales (tanto en términos paramétricos como de ordenación espacial) y, en general, a sus hábitos de vida similares (Castillejo, Seijas y Villoch, 1996; Barker, 1999, 2002).

Según South (1992), el factor ambiental más importante en la determinación de la distribución espacial horizontal de las babosas, es la disponibilidad de refugios. En el presente estudio, sin embargo, las propias trampas utilizadas como unidades de muestreo hacían la función de refugio para las babosas, y estaban uniformemente distribuidas por la superficie muestreada, lo cual fuerza a descartar la disponibilidad de refugios como factor determinante de los patrones de distribución y de ordenación espacial que se observaron. Con respecto a la relación entre la distribución espacial de las babosas y la de otros factores ambientales, Bohan *et al.* (2000) encontraron que las distribuciones de *D. reticulatum* y de *A. intermedius* en cultivos de trigo eran independientes de la temperatura y la humedad del suelo, así como del grado de desarrollo de las plantas cultivadas. En nuestro caso, las dos parcelas en las que se realizó el estudio de la distribución espacial eran muy homogéneas en cuanto a vegetación y, presumiblemente, también en cuanto factores como la temperatura o la humedad; quizás pudiese darse un gradiente de humedad en la parcela de Monforte debido a la presencia del pequeño arroyo que delimitaba la pradera, y que se encontraba próximo a la fila 1 de trampas de esta parcela; de existir dicho gradiente, sería de esperar que la humedad ambiental fuese más elevada en la parte izquierda y más reducida en la parte derecha de la parcela; no obstante, la observación de los mapas del índice de agrupación de la parcela de Monforte ponen de manifiesto que, para la especie más abundante (*D. reticulatum*) existió una cierta constancia de la ordenación espacial a lo largo del tiempo, en el sentido de que, en general, en la parte superior y en la parte izquierda de la parcela predominaron los claros (baja abundancia), mientras que las manchas (abundancia elevada) prevalecieron en las zonas central-derecha e inferior-derecha de la parcela; esto está en concordancia con los resultados expuestos en el capítulo de diversidad sobre el estudio del efecto ecotono, según los cuales en la parcela de Monforte se registró una mayor diversidad de gasterópodos en el lado izquierdo (fila 1), pero una mayor abundancia (nº de



ejemplares) en el lado derecho, y refuerza la idea de que los patrones y ordenaciones espaciales que se observaron en las babosas deben de tener poca o ninguna relación con factores ambientales. Por otro lado, si algún factor ambiental estuviese determinando de algún modo la distribución espacial de las especies estudiadas, sería de esperar una elevada frecuencia de casos de asociación espacial entre especies, así como una mayor estabilidad en el tiempo de las ordenaciones espaciales, aspectos que no se pusieron de manifiesto en esta investigación.

Más bien, todas estas consideraciones conducen a la conclusión de que los patrones y ordenaciones espaciales que presentan las especies estudiadas son características propias de dichas especies y deben de venir determinados por características de su dinámica de poblaciones, en especial por el hecho de que son animales cuyas puestas son en sí mismas agregados de huevos, y las propias puestas tienen una distribución espacial agregada (en términos paramétricos), lo cual puede estar en el origen, junto con su baja capacidad de dispersión, de los patrones y ordenaciones espaciales que presentan los individuos. El elevado grado de coincidencia de los resultados obtenidos en el presente trabajo, realizado en prados, con los obtenidos por Bohan *et al.* (2000) en terrenos de cultivo de trigo, es otro argumento que refuerza el carácter específico de la organización espacial observada en estos animales. Por otro lado, la coincidencia de resultados entre ambos trabajos, pese a que Bohan *et al.* (2000) basaron sus análisis en conteos realizados a partir de muestras de suelo, mientras que nuestros análisis se basaron en conteos realizados en trampas, respalda la conclusión de Archard *et al.* (2004) de que la información espacial que proporcionan las trampas refleja la organización espacial de las poblaciones de forma suficientemente exacta como para permitir la identificación de zonas de elevada abundancia de gasterópodos y zonas de baja abundancia, lo que puede permitir una optimización del uso de molusquicidas al focalizar su aplicación en las zonas de gran abundancia y reducirla en zonas de ausencia o escasez. No obstante, debido a la gran influencia que tienen las condiciones meteorológicas sobre la utilización de las trampas por parte de las babosas, dicha estrategia requiere de un cierto grado de estandarización con respecto a las condiciones ambientales en las que debe realizarse el trampeo y, por otro lado, debido a que la ordenación espacial de las poblaciones cambia constantemente, incluso en escalas espaciales relativamente grandes como demuestra el trabajo de Bohan *et al.* (2000), no debería dejarse pasar mucho tiempo entre la realización del trampeo y la aplicación de los tratamientos.



Conclusiones

- Se estudió la distribución y ordenación espacial de las puestas de huevos de gasterópodos terrestres y de varias de las especies, a partir de conteos realizados en 40 trampas uniformemente distribuidas sobre una superficie de 100 m², en dos parcelas de prado, a lo largo de dos años.
- Según un índice de dispersión paramétrico, el índice estandarizado de dispersión de Morisita, el patrón de distribución espacial que presentan más frecuentemente las puestas de huevos, *D. reticulatum*, *D. laeve* y *D. panormitanum*, es el agregado. En *A. intermedius*, por el contrario, predomina un patrón aleatorio de distribución, debido probablemente al menor grado de utilización de las trampas que hace esta especie.
- Según un método no paramétrico espacialmente referenciado, el SADIE, el patrón de distribución espacial que presentan más frecuentemente las puestas de huevos y las cuatro especies estudiadas, es el aleatorio.
- La ordenación espacial de las puestas de huevos y de las cuatro especies estudiadas es un fenómeno muy dinámico, caracterizado por presentar zonas de elevada y de baja abundancia que a lo largo del tiempo cambian de tamaño y de posición continuamente.
- En general, para las especies estudiadas, la ordenación espacial de cada una es independiente de la que presentan las demás.
- Los patrones de distribución y de ordenación espacial que presentan las especies estudiadas no parecen relacionados con ningún factor ambiental, sino que más bien parecen estar condicionados por su dinámica de poblaciones.
- La utilización combinada del trampeo y del estudio de la ordenación espacial puede contribuir a racionalizar la aplicación de tratamientos molusquicidas.

7. MODELOS ESTADÍSTICOS DE PREDICCIÓN DE ABUNDANCIA Y DE ACTIVIDAD



7.1.- Introducción y objetivos

La actividad de los gasterópodos terrestres está regulada por complejos mecanismos en los que intervienen tanto factores internos (ritmos endógenos) como factores externos (ambientales) (Bailey y Lazaridou-Dimitriadou, 1986; Aupinel, 1987; Young y Port, 1989, 1991; Rollo, 1989, 1991). Cook (2001), tras una extensa revisión de los trabajos publicados sobre la ecología del comportamiento de los gasterópodos terrestres, concluye que en la actividad de estos animales debe considerarse la existencia de un triple control: ritmos endógenos, condiciones ambientales (abióticas como las condiciones climáticas, y bióticas como la disponibilidad de alimento, densidad de población, depredadores, patologías) y factores fisiológicos (hambre, nivel de hidratación); los tres tipos de control interactúan entre sí, de modo que determinadas condiciones ambientales y/o estados fisiológicos pueden llegar a alterar completamente los patrones de actividad marcados por los ritmos endógenos, que son los que determinan dichos patrones en último término, si todas las restantes condiciones son óptimas. En general se admite que los mismos factores que influyen sobre la actividad pueden tener también efectos profundos sobre la dinámica de poblaciones y por lo tanto sobre la abundancia (Willis *et al.*, 2003; Choi *et al.*, 2004). La estrecha dependencia que presentan los gasterópodos terrestres con respecto de las condiciones ambientales en todos los aspectos de su biología, hace de ellos unos modelos ideales para el estudio de la relación existente entre el comportamiento animal y el clima (Rollo, 1982), y su carácter de plagas agrícolas es otro aspecto que contribuye a explicar el interés demostrado por numerosos investigadores en el estudio de su actividad y dinámica de poblaciones en relación con las condiciones climáticas (Dainton, 1954ab; Getz, 1963; Webley, 1964; Newell, 1968; Lewis, 1969; Crawford-Sidebotham, 1972; Hamilton y Wellington, 1981; Prior, 1985; Wareing y Bailey, 1985; Cook y Ford, 1989; Wareing y Bailey, 1989; Munden y Bailey, 1989; Young, 1990; Young, Port, Emmet y Green, 1991; Young y Port, 1991; Hommay, Lorvelec y Jacky, 1998; Grimm y Kaiser, 2000; Sternberg, 2000; Glen *et al.*, 2003; Port, Collier, Symondson, Bohan y Glen, 2003; Willis *et al.*, 2005; Willis, Bohan, Choi, Conrad y Semenov, 2006).

La abundancia y la actividad son dos parámetros fundamentales para el control de plagas de estos animales, ya que van a determinar la magnitud del daño que puedan ocasionar, y en función de ello debiera evaluarse la necesidad de aplicar tratamientos de control (Voss, Hoppe y Ulber, 1998). Otro factor importante para esta



evaluación es el grado de susceptibilidad o umbral de tolerancia del cultivo, que depende del tipo de cultivo y de su estado de desarrollo (Glen y Moens, 2002; Moens y Glen, 2002; Port y Ester, 2002; Sakovich, 2002). El nivel de actividad de los individuos no sólo afecta a la cantidad de daño que puedan causar, sino que es un condicionante de primer orden para la eficacia de los tratamientos de control de uso habitual (cebos molusquicidas), puesto que los animales deben estar activos en la superficie, deben encontrar los cebos, y deben ingerir una cantidad suficiente de cebo, para que el tratamiento cumpla su función (Bailey, 2002).

Los daños causados por los gasterópodos terrestres en los sistemas agropecuarios muestran una enorme variabilidad en el tiempo y en el espacio (Port y Port, 1986), y muchos especialistas coinciden en señalar que la falta de criterios en los que basar la decisión sobre la conveniencia de aplicar tratamientos de control de gasterópodos terrestres es la principal causa del uso abusivo de molusquicidas que impera a nivel internacional y de la baja eficacia de los tratamientos que se observa frecuentemente (Bohan *et al.*, 1997; Speiser y Kistler, 2002; Port y Ester, 2002; Glen *et al.*, 2003; Archard *et al.*, 2004; Willis *et al.*, 2006). Por otro lado, en el ámbito de la investigación orientada al control de plagas de gasterópodos terrestres se puede apreciar, durante los últimos años, la existencia de un cambio de planteamiento con respecto a cual es la estrategia más adecuada para dicho control; básicamente la cuestión que se plantea es si es más adecuado centrar los esfuerzos en un control a corto plazo, orientado a la protección de los cultivos sólo en aquellos momentos en los que se estima que existe un elevado riesgo de daños (Port y Port, 1986), o si es más adecuado centrar los esfuerzos en un control a largo plazo, orientado a conseguir una reducción significativa, o incluso la erradicación, de las poblaciones de gasterópodos en las zonas de cultivo (Shirley *et al.*, 2001; Schley y Bees, 2003; Castillejo, Iglesias, Barrada y Lombardía, 2004).

En esta parte del trabajo nuestro objetivo era el de obtener modelos estadísticos capaces de explicar, en función de variables ambientales de uso habitual en meteorología, los cambios observados en la abundancia y la actividad de los gasterópodos terrestres. Dichos modelos constituyen una herramienta que puede ser utilizada para pronosticar con antelación niveles de abundancia y de actividad, y por lo tanto, ayudar a la toma de decisiones para el manejo de las poblaciones de estos animales en zonas de cultivos. Dado que en las comunidades estudiadas, la gran mayoría de las especies están consideradas como perjudiciales para las actividades agropecuarias (y ninguna de ellas está catalogada como amenazada) nuestro interés



se centró en buscar modelos capaces de explicar y pronosticar la abundancia del conjunto de gasterópodos terrestres en las parcelas de estudio. Por el contrario, para el estudio de la actividad, nuestro interés se centró en la especie *D. reticulatum*, por ser abundante en las cuatro zonas de estudio y por ser la de mayor importancia agronómica (Port y Port, 1986; South, 1992; Barker, 2002).

7.2.- Tratamiento y análisis de datos

Para estudiar el efecto de las variables ambientales sobre la abundancia y actividad de los gasterópodos se utilizó el análisis de regresión ordinal, en el que la variable dependiente o variable de respuesta es de tipo cualitativo, con más de dos categorías de respuesta (McCullagh, 1980; McCullagh y Nelder, 1989). Para los modelos de abundancia, la variable dependiente se obtuvo a partir del nº total de gasterópodos terrestres que se registraron en cada ocasión de muestreo, estableciéndose tres categorías de abundancia (abundancia baja, media y alta) en función de la distribución de frecuencias del nº total de gasterópodos que se registraron durante todo el período de estudio.

La variable dependiente para los modelos de actividad de *D. reticulatum* se obtuvo a partir de la relación existente, en cada ocasión de muestreo, entre el nº de individuos capturados en las trampas y el nº de individuos totales (capturas en trampas + capturas en muestras de suelo), relación a la que denominamos “tasa de actividad” (TA), y que es equivalente a la proporción de individuos activos en la superficie con respecto al total de individuos que se registraron en cada ocasión. La TA se calculó sobre la base del nº medio de capturas por unidad de muestra, según la expresión,

$$TA = \frac{\text{nº medio de capturas por trampa}}{(\text{nº medio de capturas por trampa} + \text{nº medio de capturas por muestra de suelo})}$$

Para el cálculo de la TA se excluyó del cómputo de animales a los individuos de tamaño ≤ 0.01 g debido a la infravaloración que proporcionan las trampas sobre su abundancia (presente trabajo). Al igual que para los modelos de abundancia, para los modelos de actividad se establecieron tres categorías de respuesta (actividad baja, media o alta) en función de la distribución de frecuencias de la TA durante todo el período de estudio.

Los modelos pretenden expresar el valor observado de las variables dependientes (categoría de abundancia, categoría de actividad) en función de una serie de variables independientes o de predicción, dentro de las cuales se consideraron: i) variables ambientales registradas *in situ*, ii) variables ambientales registradas en la estación meteorológica más próxima, y iii) variables de tipo temporal (mes del año, estación). Para todas las variables ambientales registradas automáticamente en la parcela o en la estación meteorológica más próxima, se consideraron los valores correspondientes al día en el que se realizó el muestreo y también los correspondientes a los 3 y 7 últimos días (incluido el día del muestreo), con el fin de tener en cuenta no sólo las condiciones ambientales inmediatas a las que estaban expuestos los animales sino también las condiciones que prevalecían en cada zona durante un cierto período de tiempo (Bailey, 1975; Rollo, 1982). En la TABLA 7.1 se relacionan todas las variables consideradas para la elaboración de los modelos.

El análisis de regresión ordinal admite como variables independientes factores (variables cualitativas) y covariables (variables cuantitativas). Puesto que las categorías de la variable de respuesta están ordenadas, la regresión ordinal trabaja con probabilidades de respuesta acumulada, según la expresión,

$$\gamma_{ij} = P(Y \leq j / x_i) = \sum_{l=1}^j P(Y = l / x_i)$$

donde γ_{ij} denota la variable dependiente, con $j = 1, 2$ y 3 categorías de respuesta (abundancia o actividad baja, media y alta), y x_i denota el conjunto de valores considerados para las covariables y factores de predicción, es decir, para las variables independientes.

El modelo de la regresión ordinal viene dado por la expresión,

$$\text{link}(\gamma_{ij}) = \theta_j - \beta^T x_i$$

donde θ_j es el valor de tolerancia (umbral), β el vector de parámetros del modelo (coeficiente o parámetro de ubicación) y $\text{link}(\gamma_{ij})$ es la función de vínculo. La función de vínculo no es más que una función de transformación de la probabilidad de respuesta acumulada; todos los análisis se efectuaron con el paquete estadístico SPSS (v. 15.0.1), que para la regresión ordinal aplica el procedimiento denominado PLUM y que dispone de cinco funciones de vínculo: logit [$\log(\gamma_{ij} / (1 - \gamma_{ij}))$], log-log



complementaria $[\log(-\log(1 - \cdot))]$, log-log negativa $[-\log(-\log(\cdot))]$, probit $[\Phi^{-1}(\cdot)]$ y cauchit $[\tan(\cdot - 0.5)]$.

Variable	Descripción	Tipo
Mes	Mes del año. Valores de 1 a 12	Cualitativa
Estación	Estación del año. Valores de 1 a 4	Cualitativa
DM Lluvia <i>in situ</i>	Lluvia o no durante el muestreo (valores 0 ó 1).	Cualitativa
DM T ^a bajo trampas	Temp. media bajo las trampas durante el muestreo (<i>in situ</i>) (°C)	Cuantitativa
DM T ^a med <i>in situ</i>	Temp. media en la parcela en el día del muestreo (°C)	Cuantitativa
3DM T ^a med <i>in situ</i>	Temp. media en la parcela de los 3 últimos días (°C)	Cuantitativa
7DM T ^a med <i>in situ</i>	Temp. media en la parcela de los 7 últimos días (°C)	Cuantitativa
DM % HR <i>in situ</i>	% medio de humedad relativa en la parcela en el día del muestreo	Cuantitativa
3DM % HR <i>in situ</i>	% medio de humedad relativa en la parcela de los 3 últimos días	Cuantitativa
7DM % HR <i>in situ</i>	% medio de humedad relativa en la parcela de los 7 últimos días	Cuantitativa
DM Pto rocío <i>in situ</i>	Punto de rocío medio en la parcela en el día del muestreo (°C)	Cuantitativa
3DM Pto rocío <i>in situ</i>	Punto de rocío medio en la parcela de los 3 últimos días (°C)	Cuantitativa
7DM Pto rocío <i>in situ</i>	Punto de rocío medio en la parcela de los 7 últimos días (°C)	Cuantitativa
DM T ^a med	Temp. media en el día del muestreo (°C)	Cuantitativa
3DM T ^a med	Temp. media de los 3 últimos días (°C)	Cuantitativa
7DM T ^a med	Temp. media de los 7 últimos días (°C)	Cuantitativa
DM T ^a máx	Temp. máxima en el día del muestreo (°C)	Cuantitativa
3DM T ^a máx	Media de las temperaturas máximas de los 3 últimos días (°C)	Cuantitativa
7DM T ^a máx	Media de las temperaturas máximas de los 7 últimos días (°C)	Cuantitativa
DM T ^a mín	Temp. mínima en el día del muestreo (°C)	Cuantitativa
3DM T ^a mín	Media de las temperaturas mínimas de los 3 últimos días (°C)	Cuantitativa
7DM T ^a mín	Media de las temperaturas mínimas de los 7 últimos días (°C)	Cuantitativa
DM % med HR	% medio de humedad relativa en el día del muestreo	Cuantitativa
3DM % med HR	% medio de humedad relativa de los 3 últimos días	Cuantitativa
7DM % med HR	% medio de humedad relativa de los 7 últimos días	Cuantitativa

TABLA 7.1: Variables independientes utilizadas para la elaboración de los modelos estadísticos de abundancia y de actividad. Las variables *in situ* se registraron en las parcelas de estudio; el resto de variables se registraron en las estaciones meteorológicas más próximas.



Variable	Descripción	Tipo
DM % máx HR	% máximo de humedad relativa en el día del muestreo	Cuantitativa
3DM % máx HR	Media de los % máximos de HR de los 3 últimos días	Cuantitativa
7DM % máx HR	Media de los % máximos de HR de los 7 últimos días	Cuantitativa
DM % mín HR	% mínimo de humedad relativa en el día del muestreo	Cuantitativa
3DM % mín HR	Media de los % mínimos de HR de los 3 últimos días	Cuantitativa
7DM % mín HR	Media de los % mínimos de HR de los 7 últimos días	Cuantitativa
DM Pto de rocío	Punto de rocío medio en el día del muestreo (°C)	Cuantitativa
3DM Pto de rocío	Punto de rocío medio de los 3 últimos días (°C)	Cuantitativa
7DM Pto de rocío	Punto de rocío medio de los 7 últimos días (°C)	Cuantitativa
DM Precipitación	Precipitación en el día del muestreo (mm)	Cuantitativa
3DM Precipitación	Precipitación acumulada en los 3 últimos días (mm)	Cuantitativa
7DM Precipitación	Precipitación acumulada en los 7 últimos días (mm)	Cuantitativa
DM Lluvia	Lluvia o no en el día del muestreo (valores 0 ó 1).	Cualitativa
3DM Lluvia	nº de días de precipitación en los 3 últimos días	Cuantitativa
7DM Lluvia	nº de días de precipitación en los 7 últimos días	Cuantitativa
DM Veloc viento	Velocidad media del viento en el día del muestreo (ms ⁻¹)	Cuantitativa
3DM Veloc viento	Velocidad media del viento de los 3 últimos días(ms ⁻¹)	Cuantitativa
7DM Veloc viento	Velocidad media del viento de los 7 últimos días(ms ⁻¹)	Cuantitativa
DM Presión	Presión barométrica media en el día del muestreo (hPa)	Cuantitativa
3DM Presión	Presión barométrica media de los 3 últimos días (hPa)	Cuantitativa
7DM Presión	Presión barométrica media de los 7 últimos días (hPa)	Cuantitativa

TABLA 7.1 (continuación): Variables independientes utilizadas para la elaboración de los modelos estadísticos de abundancia y de actividad. Las variables *in situ* se registraron en las parcelas de estudio; el resto de variables se registraron en las estaciones meteorológicas más próximas.

Inicialmente se incluyeron en los análisis de regresión todas las variables (factores y covariables) que figuran en la TABLA 7.1. Posteriormente se fueron eliminando, una a una, aquellas que no tenían un efecto significativo ($p > 0,05$). Como criterio para el orden de eliminación se tomó la significación (p-valor) de cada una de



las variables para el contraste de la hipótesis nula $H_0: \beta_i = 0$; es decir, del conjunto de variables que superaban el nivel de significación $p=0,05$ (aquellas variables para las cuales se aceptaba que su coeficiente o parámetro de ubicación, β_i , era nulo) se fueron eliminando sucesivamente aquellas que presentaban el mayor p-valor. Para cada uno de los casos estudiados se realizaron análisis con las cinco funciones de vínculo disponibles. Cuando dos de las variables incluidas en un modelo presentaban un coeficiente de correlación de Pearson $r \geq 0.8$, se procedió a eliminar una de ellas para evitar problemas de colinealidad (Mason y Perreault, 1991). En aquellos casos en los que finalmente se obtuvieron varios modelos estadísticamente válidos, se eligió el mejor modelo en función de su capacidad de pronóstico general, y en particular, por su capacidad para pronosticar la categoría alta de abundancia o de actividad.

Previamente a la realización de los análisis estadísticos, los datos relativos a número de individuos se transformaron en forma de raíz cuadrada ($Y' = \sqrt{Y + 0.5}$), mientras que los datos correspondientes a la TA, por tratarse de una proporción, se sometieron a la transformación angular (Sokal y Rohlf, 1981; Pardell, Cobo y Canela, 1986; Krebs, 1999), según la expresión, $Y' = \arcsen \sqrt{Y}$.

Se utilizaron modelos lineales generalizados (McCullagh y Nelder, 1989) para determinar la existencia de diferencias entre localidades o entre años de muestreo en las variables a analizar (nº de gasterópodos, TA).

Para determinar la existencia de independencia o de relación entre variables categóricas se utilizaron tablas de contingencia y pruebas de χ^2 ; en el caso de la relación entre variables cuantitativas y variables categóricas se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis; en ambos casos, para obtener la significación de las pruebas se utilizó el método de Monte Carlo con 10000 repeticiones (Sokal y Rohlf, 1981). Para determinar la existencia de correlación entre las variables ambientales y los valores observados de abundancia o de actividad se utilizó el coeficiente rho de Spearman, que es una medida de asociación entre órdenes de rangos (no paramétrico).



7.3.- Resultados

7.3.1.- Modelos de predicción de abundancia

7.3.1.1.- Cuantificación de la abundancia

La aplicación de modelos lineales generalizados (sobre los datos transformados en raíz cuadrada) puso de manifiesto la existencia de un efecto significativo de la localidad sobre el nº total de gasterópodos que se registraron ($F=14.719$, $gl=3$, 96 , $p<0.001$); sin embargo, el año de muestreo no tuvo un efecto significativo sobre el nº de gasterópodos ($F=0.05$, $gl=1$, 96 , $p>0.05$), y tampoco existió una interacción significativa entre la localidad y el año de muestreo ($F=0.912$, $gl=3$, 96 , $p>0.05$). La FIGURA 7.1 muestra el nº medio de gasterópodos que se registraron en función de la localidad y el año de muestreo. Globalmente, para todo el período de estudio, el nº medio de gasterópodos fue de 379.5 ± 221.6 en Monforte, 117.0 ± 84.1 en Abadín, 457.9 ± 253.8 en Cambados, y 366.2 ± 282.4 en Santa Comba.

Debido a la existencia de diferencias significativas entre localidades con respecto al nº de gasterópodos, el efecto de las variables ambientales sobre la abundancia se analizó separadamente para cada localidad.

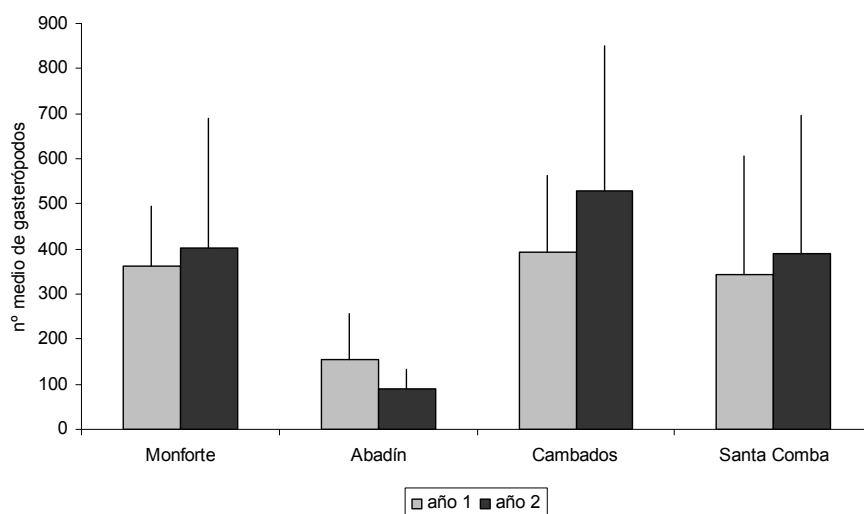


FIGURA 7.1: Valores medios y desviaciones típicas del número medio de gasterópodos en función de la localidad y el año de muestreo.



7.3.1.2.- Modelos de predicción de abundancia

▪ Localidad de Monforte

La FIGURA 7.2 muestra la distribución de frecuencias del nº de gasterópodos que se registraron en Monforte durante el período de estudio. En función de los percentiles 25 ($P_{25}=197.25$) y 75 ($P_{75}=493.25$) de esta distribución, las tres categorías consideradas para el modelo de abundancia de gasterópodos en esta localidad son las que figuran en la TABLA 7.2.

Categoría de abundancia	nº de gasterópodos (n)	rango observado	nº de casos
Baja (1)	$n \leq 197.25$	76-174	6
Media (2)	$197.25 < n \leq 493.25$	205-478	14
Alta (3)	$493.25 < n$	539-968	6

TABLA 7.2: Categorías de abundancia utilizadas para la elaboración del modelo estadístico de abundancia de gasterópodos en la localidad de Monforte.

Según la prueba de Tukey para $p < 0.05$, cada una de las tres categorías de abundancia así establecidas resultó significativamente diferente de las restantes en cuanto al nº medio de gasterópodos (análisis de varianza sobre los datos transformados en raíz cuadrada: $F = 52.840$, $gl = 2, 23$, $p < 0.001$; FIGURA 7.3).

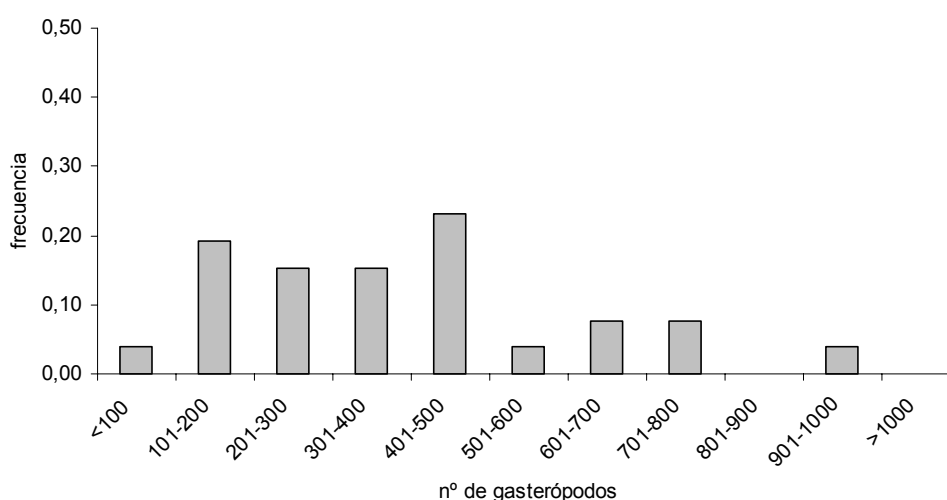


FIGURA 7.2: Distribución de frecuencias del nº de gasterópodos que se registraron en la parcela de Monforte.

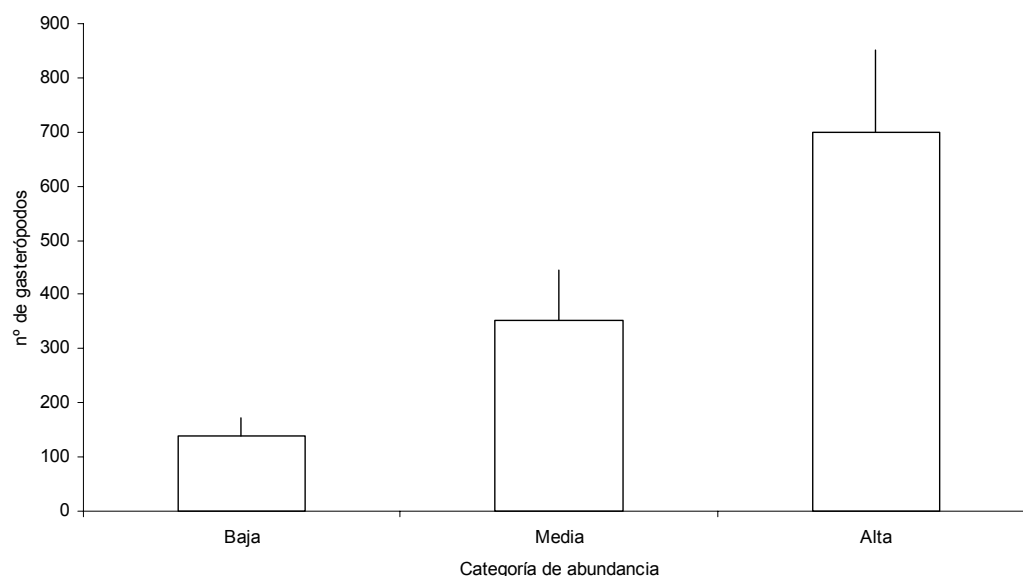


FIGURA 7.3: Valores medios y desviaciones típicas del nº de gasterópodos en las categorías utilizadas para la elaboración del modelo estadístico de abundancia de gasterópodos en la localidad de Monforte.

El mejor modelo de abundancia que se obtuvo para esta localidad se elaboró sobre 25 casos, utiliza como función de vínculo la función log-log complementaria e incluye la covariable temperatura mínima en el día de muestreo (DM T^amín) como única variable de predicción. La TABLA 7.3 muestra los valores de la estimación de cada uno de los parámetros del modelo, así como su significación e intervalo de confianza al 95%, y la TABLA 7.4 muestra el valor y significación de diversos estadísticos relacionados con el modelo.

Variables	Estimación	Error típico	Estadístico de Wald	Grados de libertad	Significación (p)	Intervalo de confianza al 95%	
						Límite inferior	Límite superior
Umbral	[ABUND= 1]	-5.990	1.783	11.292	1	0.001	-9.484 -2.496
	[ABUND= 2]	-2.327	0.888	6.869	1	0.009	-4.068 -0.587
Ubicación	DM T ^a mín	-0.444	0.139	10.281	1	0.001	-0.716 -0.173

TABLA 7.3: Estimación de los parámetros del modelo estadístico de predicción de abundancia de gasterópodos en la parcela de Monforte, obtenido con el procedimiento de regresión ordinal.

ABUND=1: categoría de abundancia baja

ABUND=2: categoría de abundancia media

DM T^a mín: temperatura mínima del día del muestreo (°C)



	-2 log de la verosimilitud	Valor	Grados de libertad	Significación (p)
Ajuste del modelo ⁽¹⁾				
Sólo intersección	49.867			
Final	0.000	$\chi^2 = 49.867$	1	0.000
Bondad de ajuste ⁽²⁾				
Pearson		$\chi^2 = 14.132$	43	1.000
Desviación		$\chi^2 = 17.271$	43	1.000
Coeficiente R ² de Cox y Snell ⁽³⁾		0.864		
Coeficiente R ² de Nagelkerke ⁽³⁾		0.992		
Coeficiente R ² de McFadden ⁽³⁾		0.973		
Prueba de líneas paralelas ⁽⁴⁾				
Hipótesis nula	0.000			
General	0.000	$\chi^2 = 0.000$	1	1.000

TABLA 7.4: Valor y significación de diversos estadísticos relacionados con el modelo estadístico de abundancia de gasterópodos en la parcela de Monforte.

- (1) Contrasta la hipótesis nula H_0 de que no existe un modelo de regresión ordinal para las variables incluidas en el mismo.
- (2) Contrasta la hipótesis nula H_0 de que el modelo es adecuado (no existen diferencias significativas entre lo observado y lo pronosticado por el modelo).
- (3) Coeficientes que estiman la proporción de varianza de la variable dependiente que es explicada por el modelo.
- (4) Contrasta la hipótesis nula H_0 de que los parámetros de ubicación de las variables independientes son iguales para todas las categorías de la variable dependiente.

La FIGURA 7.4 representa el nº de gasterópodos que se registraron a lo largo del período de estudio en Monforte, y en ella se indican los casos en los que el modelo pronostica una categoría de abundancia diferente a la observada. En la categoría de abundancia media, el modelo pronostica correctamente 11 de los 13 casos observados (84.6% de acierto), mientras que para los otros 2 casos pronostica uno como de abundancia baja y otro como de abundancia alta. En la categoría de abundancia baja el modelo pronostica correctamente 5 de los 6 casos observados (83.3% de acierto), y pronostica el otro caso como de abundancia media. En la categoría de abundancia alta el modelo pronostica correctamente 5 los 6 casos observados (83.3% de acierto), y pronostica el caso restante como de abundancia media. Globalmente, el modelo pronostica correctamente la categoría de abundancia de gasterópodos en 21 casos de 25, es decir, en un 84% de los casos. La comparación de las distribuciones de las categorías de abundancia observadas y pronosticadas por el modelo mediante tablas de contingencia y la prueba χ^2 demostró la existencia de una relación altamente significativa entre ambas ($\chi^2=28.904$, $gl=4$, significación de Monte Carlo $p<0.001$; TABLA 7.5).

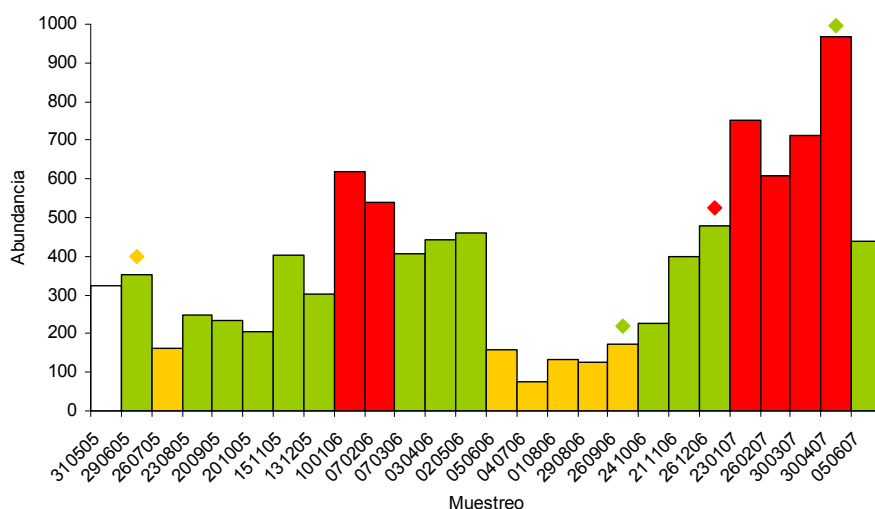


FIGURA 7.4: Número total de gasterópodos que se registraron a lo largo del período de estudio en Monforte. Las barras indican el nivel de abundancia observada, según el siguiente código de colores: abundancia baja (amarillo), abundancia media (verde), abundancia alta (rojo). Las barras marcadas con un rombo en su parte superior son aquellas para las que el modelo pronostica una categoría de abundancia diferente a la observada, la cual está indicada por el color del rombo.

		Número de casos pronosticados			Total	% de acierto
		Baja	Media	Alta		
Número de casos observados	Categoría de abundancia	Baja	Media	Alta	Total	% de acierto
	Baja	5	1	0	6	83.3%
	Media	1	11	1	13	84.6%
	Alta	0	1	5	6	83.3%
Total		6	13	6	25	84%

TABLA 7.5: Tabla de contingencia del número de casos observados para cada categoría de abundancia de gasterópodos en Monforte, frente a los pronosticados por el modelo.

Al considerar individualmente el efecto de la variable incluida en el modelo sobre las categorías de abundancia y sobre el nº de gasterópodos que se registraron, resultó que existió un efecto significativo de la temperatura mínima en el día del muestreo sobre la categoría de abundancia (prueba de Kruskal-Wallis: $\chi^2=18.144$, $gl=2$, significación de Monte Carlo $p<0.001$; FIGURA 7.5), así como una correlación significativa, de signo negativo, entre la temperatura mínima en el día del muestreo y el nº de gasterópodos registrados (ρ de Spearman= -0.878, $n=25$, $p<0.001$; FIGURA 7.6).

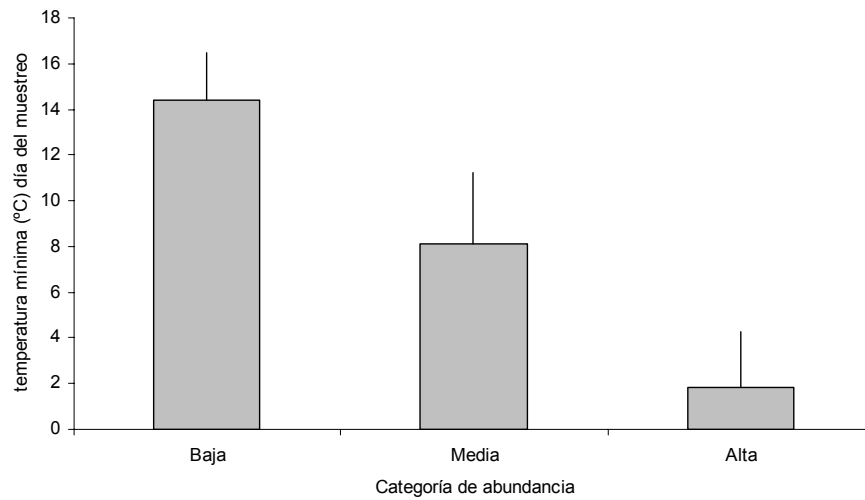


FIGURA 7.5: Valores medios y desviaciones típicas de la temperatura mínima (°C) en el día de muestreo para cada una de las categorías de abundancia de gasterópodos en Monforte.

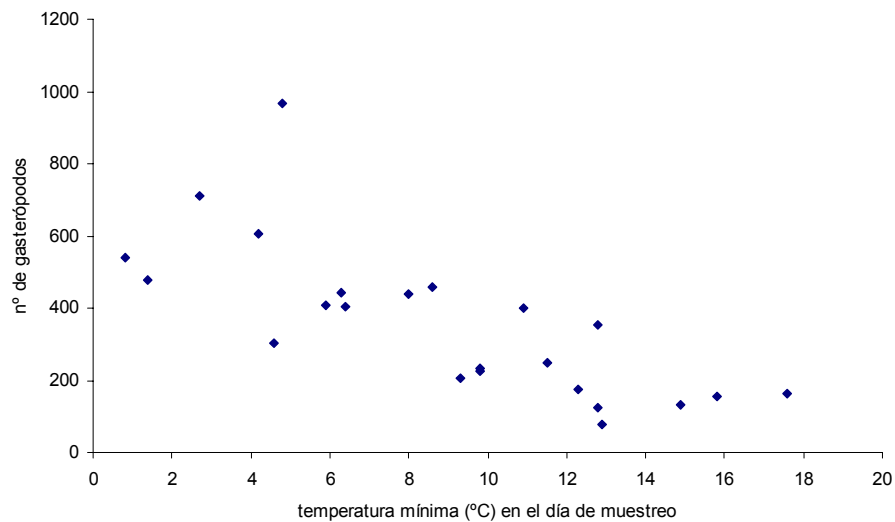


FIGURA 7.6: Diagrama de dispersión del nº de gasterópodos registrados en función de la temperatura mínima (°C) en el día de muestreo en Monforte.



▪ Localidad de Abadín

Las tres categorías consideradas para el modelo de abundancia de gasterópodos en Abadín se muestran en la TABLA 7.6. Estas categorías se establecieron en función de los percentiles 25 ($P_{25}=73.5$) y 75 ($P_{75}=154$) de la distribución de frecuencias del nº de gasterópodos que se registraron en esta localidad durante todo el período de estudio (FIGURA 7.7).

Categoría de abundancia	nº de gasterópodos (n)	rango observado	nº de casos
Baja (1)	$n \leq 73.5$	33-63	6
Media (2)	$73.5 < n \leq 154$	77-151	14
Alta (3)	$154 < n$	163-446	6

TABLA 7.6: Categorías de abundancia utilizadas para la elaboración del modelo estadístico de abundancia de gasterópodos en la localidad de Abadín.

Según la prueba de Tukey para $p < 0.05$, cada una de las tres categorías de abundancia así establecidas resultó significativamente diferente de las restantes en cuanto al nº medio de gasterópodos (análisis de varianza sobre los datos transformados en raíz cuadrada: $F = 35.687$, $gl = 2, 23$, $p < 0.001$; FIGURA 7.8).

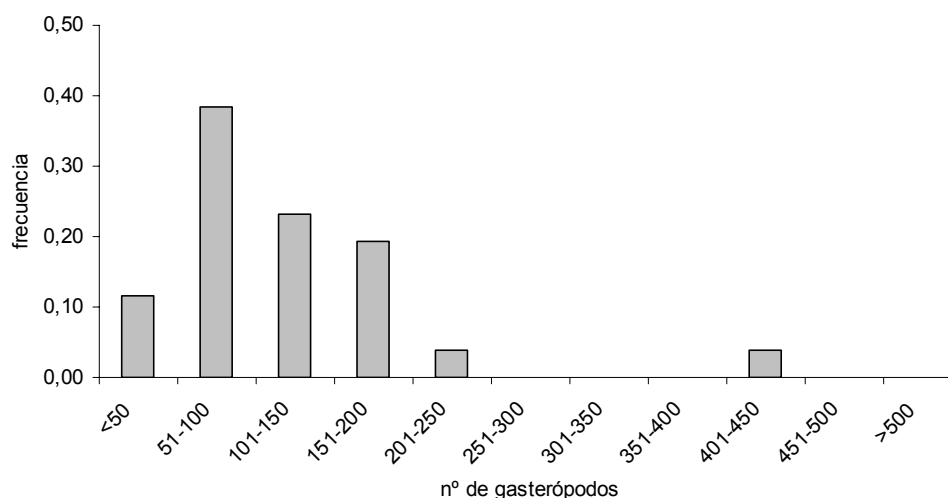


FIGURA 7.7: Distribución de frecuencias del nº de gasterópodos que se registraron en la parcela de Abadín.

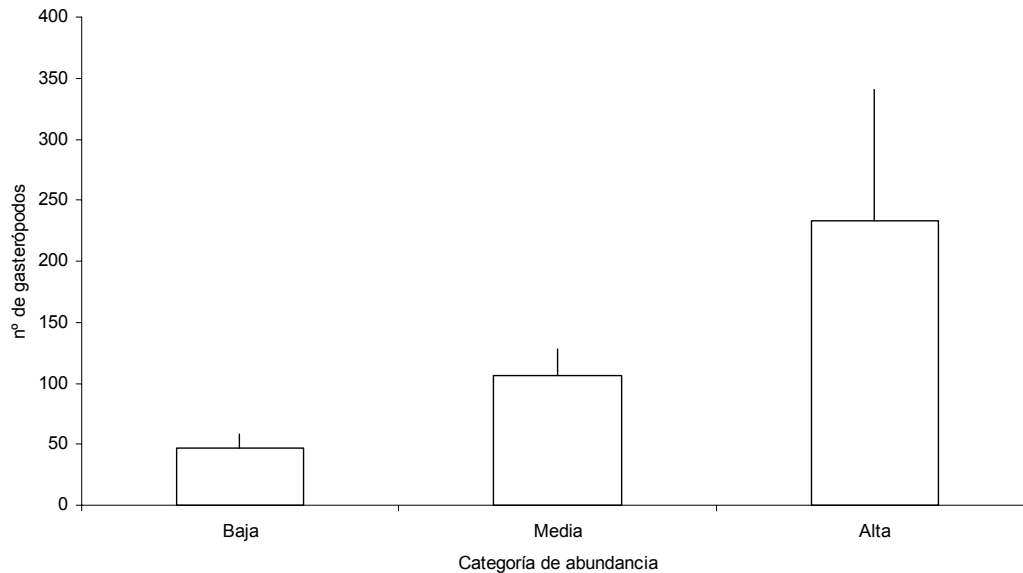


FIGURA 7.8: Valores medios y desviaciones típicas del nº de gasterópodos en las categorías utilizadas para la elaboración del modelo estadístico de abundancia de gasterópodos en la localidad de Abadín.

El mejor modelo que se obtuvo para la abundancia de gasterópodos de esta localidad se elaboró sobre los 26 casos disponibles, utiliza la función probit como función de vínculo, e incluye como variables de predicción el factor mes y la covariable media de las temperaturas máximas de los 7 últimos días (7DM T^amáx). La TABLA 7.7 muestra los valores de la estimación de cada uno de los parámetros del modelo, así como su significación e intervalo de confianza al 95%, y la TABLA 7.8 muestra el valor y significación de diversos estadísticos relacionados con el modelo.



	Variables	Estimación	Error típico	Estadístico de Wald	Grados de libertad	Significación (p)	Intervalo de confianza al 95%	
							Límite inferior	Límite superior
Umbral	[ABUND = 1]	-8.508	4.918	2.993	1	0.084	-18.148	1.132
	[ABUND= 2]	-3.443	4.079	0.712	1	0.399	-11.439	4.552
Ubicación	7DM T ^a máx	-0.915	0.452	4.108	1	0.043	-1.800	-0.030
	[Mes=1]	1.599	6.679	0.189	1	0.664	-5.612	8.811
	[Mes=2]	7.536	5.711	1.741	1	0.187	-3.657	18.729
	[Mes=3]	8.507	5.011	2.881	1	0.090	-1.316	18.329
	[Mes=4]	15.406	7.382	4.356	1	0.037	0.938	29.874
	[Mes=5]	6.793	5.821	1.362	1	0.243	-4.617	18.202
	[Mes=6]	13.694	7.163	3.655	1	0.056	-0.346	27.733
	[Mes=7]	13.881	7.148	3.771	1	0.052	-0.129	27.891
	[Mes=8]	9.318	6.081	2.348	1	0.125	-2.601	21.237
	[Mes=9]	11.553	7.593	2.315	1	0.128	-3.330	26.435
	[Mes=10]	5.514	4.810	1.314	1	0.252	-3.913	14.941
	[Mes=11]	6.072	4.686	1.679	1	0.195	-3.113	15.257
	[Mes=12]				0			

TABLA 7.7: Estimación de los parámetros del modelo estadístico de predicción de abundancia de gasterópodos en la parcela de Abadín, obtenido con el procedimiento de regresión ordinal.

ABUND=1: categoría de abundancia baja

ABUND=2: categoría de abundancia media

7DM T^a máx: media de las temperaturas máximas de los últimos 7 días (°C)

Mes: mes del año (1=enero, 2=febrero..., 12=diciembre)

	-2 log de la verosimilitud	Valor	Grados de libertad	Significación (p)
Ajuste del modelo ⁽¹⁾				
Sólo intersección	52.525			
Final	0.000	$\chi^2 = 52.525$	12	0.000
Bondad de ajuste ⁽²⁾				
Pearson		$\chi^2 = 5.172$	38	1.000
Desviación		$\chi^2 = 8.427$	38	1.000
Coeficiente R ² de Cox y Snell ⁽³⁾		0.867		
Coeficiente R ² de Nagelkerke ⁽³⁾		1.000		
Coeficiente R ² de McFadden ⁽³⁾		1.000		
Prueba de líneas paralelas ⁽⁴⁾				
Hipótesis nula	0.000			
General	0.000	$\chi^2 = 0,000$	1	1,000

TABLA 7.8: Valor y significación de diversos estadísticos relacionados con el modelo estadístico de abundancia de gasterópodos en la parcela de Abadín.

- (1) Contrasta la hipótesis nula H_0 de que no existe un modelo de regresión ordinal para las variables incluidas en el mismo.
- (2) Contrasta la hipótesis nula H_0 de que el modelo es adecuado (no existen diferencias significativas entre lo observado y lo pronosticado por el modelo).
- (3) Coeficientes que estiman la proporción de varianza de la variable dependiente que es explicada por el modelo.
- (4) Contrasta la hipótesis nula H_0 de que los parámetros de ubicación de las variables independientes son iguales para todas las categorías de la variable dependiente.



La FIGURA 7.9 representa el nº de gasterópodos que se registraron a lo largo del período de estudio en Abadín, indicando las categorías de abundancia observadas. En este caso, el modelo pronostica correctamente el 100% de los casos observados (TABLA 7.9).

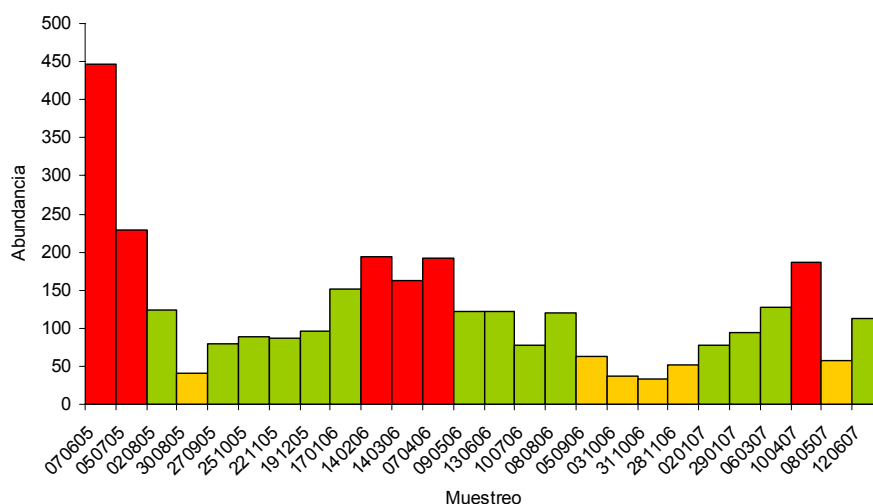


FIGURA 7.9: Número total de gasterópodos que se registraron a lo largo del período de estudio en Abadín. Las barras indican el nivel de abundancia observada, según el siguiente código de colores: abundancia baja ■, abundancia media ■, abundancia alta ■.

		Número de casos pronosticados			Total	% de acierto
		Baja	Media	Alta		
Número de casos observados	Categoría de abundancia					
	Baja	6	0	0	6	100%
	Media	0	14	0	14	100%
	Alta	0	0	6	6	100%
Total		6	14	6	26	100%

TABLA 7.9: Tabla de contingencia del número de casos observados para cada categoría de abundancia de gasterópodos en Abadín, frente a los pronosticados por el modelo.

Al analizar individualmente el efecto de las variables incluidas en el modelo sobre las categorías de abundancia y sobre el nº de gasterópodos que se registraron, resultó que no existió un efecto significativo de la media de las temperaturas máximas de los últimos 7 días sobre la categoría de abundancia (prueba de Kruskal-Wallis: $\chi^2=5.476$, $gl=2$, significación de Monte Carlo $p>0.05$; FIGURA 7.10), aunque la correlación entre la variable y el nº de gasterópodos registrados sí resultó significativa (ρ de Spearman= -0.419, $n= 26$, $p<0.05$; FIGURA 7.11).

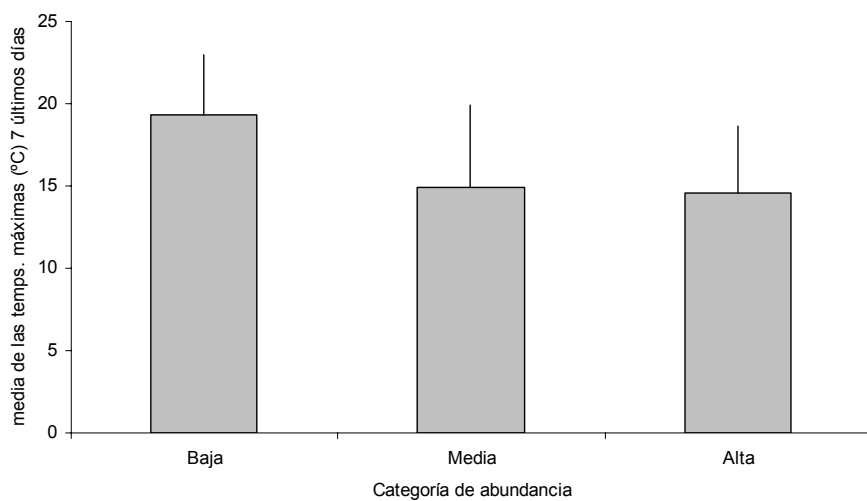


FIGURA 7.10: Valores medios y desviaciones típicas de la media de las temperaturas máximas (°C) de los últimos 7 días, para cada una de las categorías de abundancia de gasterópodos en Abadín.

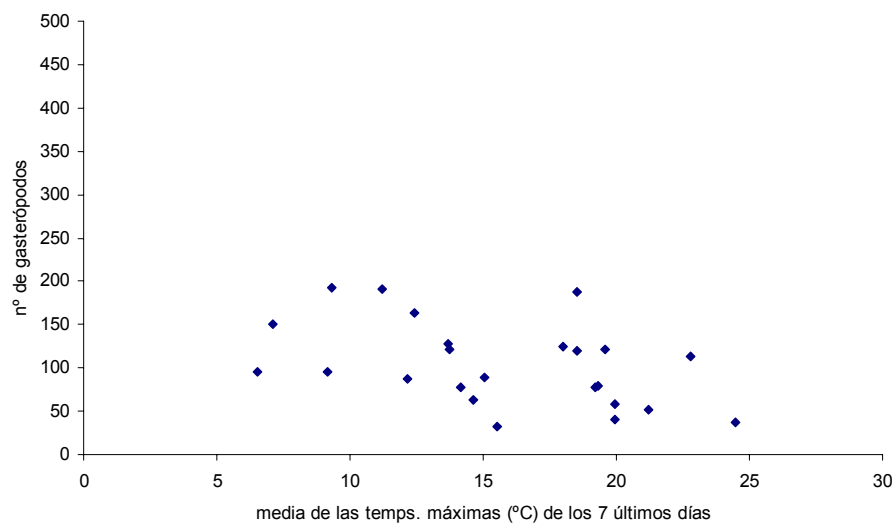


FIGURA 7.11: Diagrama de dispersión del nº de gasterópodos registrados en función de la media de las temperaturas máximas (°C) de los últimos 7 días en Abadín.



Con respecto al factor mes, tampoco existió un efecto significativo del mismo sobre la categoría de abundancia observada (tablas de contingencia: $\chi^2=24.143$, $gl=22$, significación de Monte Carlo $p>0.05$) ni sobre el n° de gasterópodos que se registraron en Abadín (prueba de Kruskal-Wallis: $\chi^2=14.946$, $gl=11$, significación de Monte Carlo $p>0.05$; FIGURA 7.12).

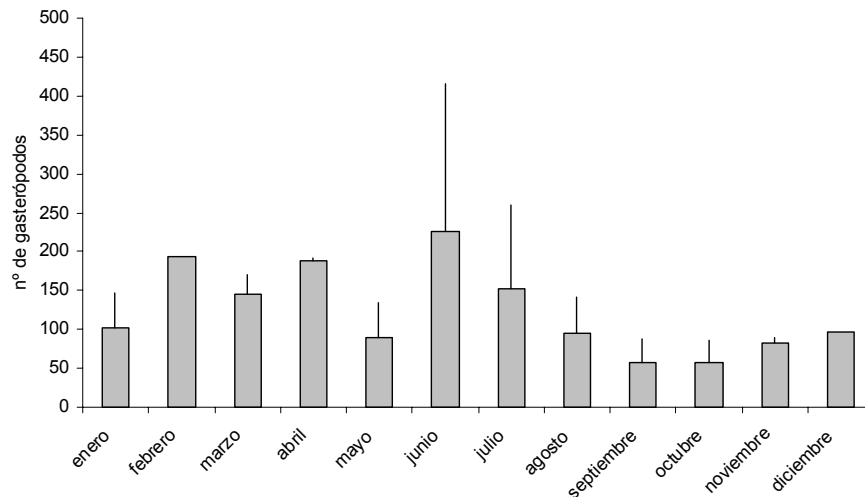


FIGURA 7.12: Valores medios y desviaciones típicas del n° de gasterópodos que se registraron en Abadín en función del factor mes.

▪ Localidad de Cambados

La FIGURA 7.13 muestra la distribución de frecuencias del n° de gasterópodos que se registraron en Cambados durante el período de estudio. En función de los percentiles 25 ($P_{25}=268$) y 75 ($P_{75}=617$) de esta distribución, las tres categorías consideradas para el modelo de abundancia de gasterópodos en esta localidad son las que figuran en la TABLA 7.10.

Categoría de abundancia	n° de gasterópodos (n)	rango observado	n° de casos
Baja (1)	$n \leq 268$	123-253	6
Media (2)	$268 < n \leq 617$	273-580	14
Alta (3)	$617 < n$	628-1042	6

TABLA 7.10: Categorías de abundancia utilizadas para la elaboración del modelo estadístico de abundancia de gasterópodos en la localidad de Cambados.



Según la prueba de Tukey para $p < 0.05$, cada una de las tres categorías de abundancia así establecidas resultó significativamente diferente de las restantes en cuanto al nº medio de gasterópodos (análisis de varianza sobre los datos transformados en raíz cuadrada: $F = 70.249$, $gl = 2, 23$, $p < 0.001$; FIGURA 7.14).

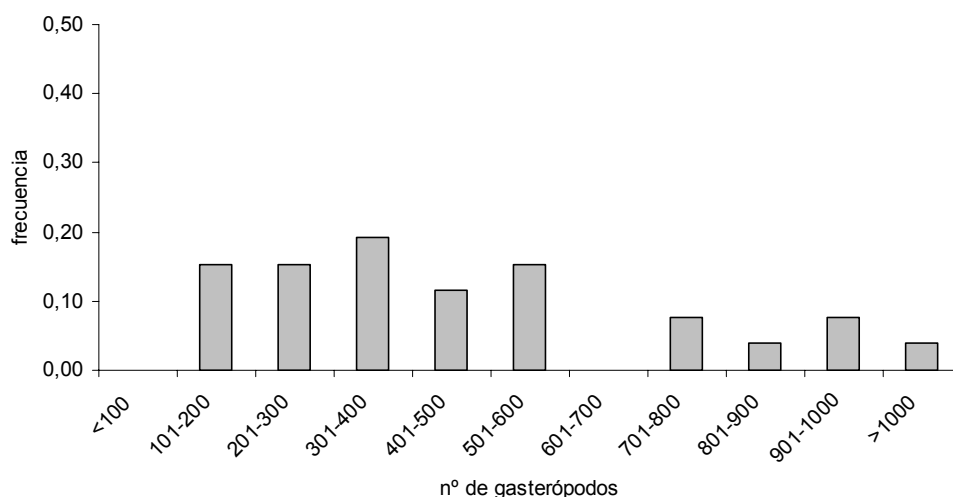


FIGURA 7.13: Distribución de frecuencias del nº de gasterópodos que se registraron en la parcela de Cambados.

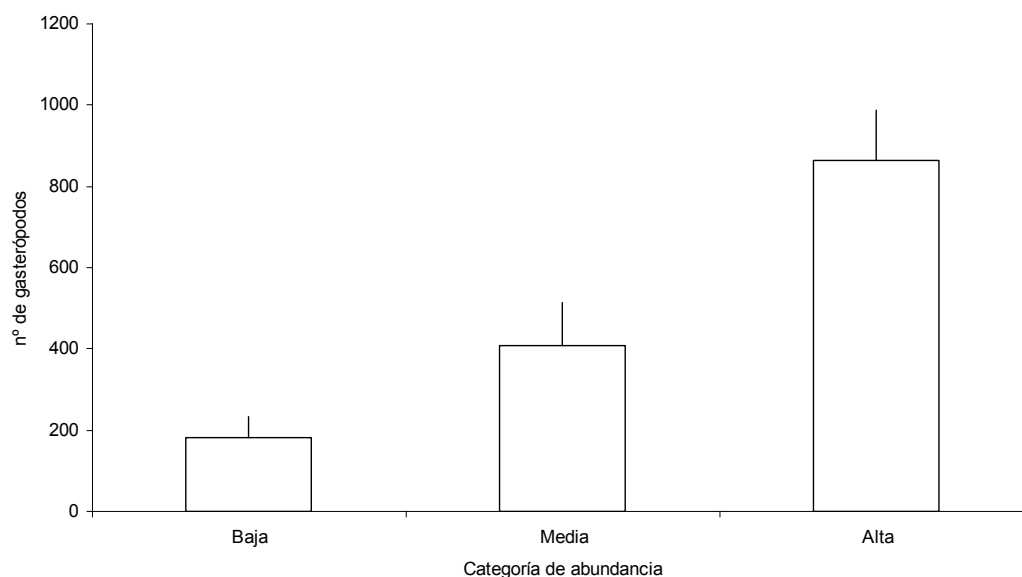


FIGURA 7.14: Valores medios y desviaciones típicas del nº de gasterópodos en las categorías utilizadas para la elaboración del modelo estadístico de abundancia de gasterópodos en la localidad de Cambados.



El mejor modelo de abundancia que se obtuvo para esta localidad se elaboró sobre los 26 casos disponibles, utilizando como función de vínculo la función log-log complementaria, y con el factor mes y la covariable presión barométrica media de los 3 últimos días (3DM presión). La TABLA 7.11 muestra los valores de la estimación de cada uno de los parámetros del modelo, así como su significación e intervalo de confianza al 95%, y la TABLA 7.12 muestra el valor y significación de diversos estadísticos relacionados con el modelo.

							Intervalo de confianza al 95%	
	Variables	Estimación	Error típico	Estadístico de Wald	Grados de libertad	Significación (p)	Límite inferior	Límite inferior
Umbral	[ABUND = 1]	190.765	86.275	4.889	1	0.027	21.669	359.862
	[ABUND= 2]	194.649	86.868	5.021	1	0.025	24.391	364.906
Ubicación	3DM presión	0.188	0.085	4.888	1	0.027	0.021	0.354
	[Mes=1]	3.038	1.602	3.595	1	0.058	-0.102	6.179
	[Mes=2]	4.329	1.852	5.464	1	0.019	0.699	7.958
	[Mes=3]	5.665	2.537	4.989	1	0.026	0.694	10.637
	[Mes=4]	7.541	4.965	2.307	1	0.129	-2.190	17.272
	[Mes=5]	5.157	1.966	6.879	1	0.009	1.303	9.010
	[Mes=6]	3.520	1.700	4.286	1	0.038	0.188	6.582
	[Mes=7]	0.813	1.588	0.262	1	0.609	-2.300	3.926
	[Mes=8]	1.857	1.696	1.199	1	0.274	-1.467	5.180
	[Mes=9]	-1.180	1.591	0.550	1	0.458	-4.299	1.939
	[Mes=10]	0.891	1.667	0.285	1	0.593	-2.376	4.157
	[Mes=11]	2.679	1.722	2.420	1	0.120	-0.696	6.055
	[Mes=12]	0			0			

TABLA 7.11: Estimación de los parámetros del modelo estadístico de predicción de abundancia de gasterópodos en la parcela de Cambados, obtenido con el procedimiento de regresión ordinal.

ABUND=1: categoría de abundancia baja

ABUND=2: categoría de abundancia media

3DM presión: presión barométrica media de los últimos 3 días (hPa)

Mes: mes del año (1=enero, 2=febrero..., 12=diciembre)



	-2 log de la verosimilitud	Valor	Grados de libertad	Significación (p)
Ajuste del modelo ⁽¹⁾				
Sólo intersección	52.525			
Final	0.000	$\chi^2 = 52.525$	12	0.000
Bondad de ajuste ⁽²⁾				
Pearson		$\chi^2 = 12.320$	38	1.000
Desviación		$\chi^2 = 17.114$	38	0.999
Coficiente R^2 de Cox y Snell ⁽³⁾		0,867		
Coficiente R^2 de Nagelkerke ⁽³⁾		1.000		
Coficiente R^2 de McFadden ⁽³⁾		1.000		
Prueba de líneas paralelas ⁽⁴⁾				
Hipótesis nula	0.000			
General	0.000	$\chi^2 = 0,000$	12	1.000

TABLA 7.12: Valor y significación de diversos estadísticos relacionados con el modelo estadístico de abundancia de gasterópodos en la parcela de Cambados.

- (1) Contrasta la hipótesis nula H_0 de que no existe un modelo de regresión ordinal para las variables incluidas en el mismo.
- (2) Contrasta la hipótesis nula H_0 de que el modelo es adecuado (no existen diferencias significativas entre lo observado y lo pronosticado por el modelo).
- (3) Coeficientes que estiman la proporción de varianza de la variable dependiente que es explicada por el modelo.
- (4) Contrasta la hipótesis nula H_0 de que los parámetros de ubicación de las variables independientes son iguales para todas las categorías de la variable dependiente.

La FIGURA 7.15 representa el nº de gasterópodos que se registraron a lo largo del período de estudio en Cambados, y en ella se indican los casos en los que el modelo pronostica una categoría de abundancia diferente a la observada. En la categoría de abundancia media, el modelo pronostica correctamente 12 de los 14 casos observados (85.7% de acierto), mientras que los otros 2 casos los pronostica como de abundancia alta. En la categoría de abundancia baja el modelo pronostica correctamente 5 de los 6 casos observados (83.3% de acierto), y pronostica el otro caso como de abundancia media. En la categoría de abundancia alta el modelo pronostica correctamente 5 los 6 casos observados (83.3% de acierto), y pronostica el caso restante como de abundancia media. Globalmente, el modelo pronostica correctamente la categoría de abundancia de gasterópodos en 22 casos de 26, es decir, en un 84.6% de los casos. La comparación de las distribuciones de las categorías de abundancia observadas y pronosticadas por el modelo mediante tablas de contingencia y la prueba χ^2 demostró la existencia de una relación altamente significativa entre ambas ($\chi^2=31.925$, $gl=4$, significación de Monte Carlo $p<0.001$; TABLA 7.13).

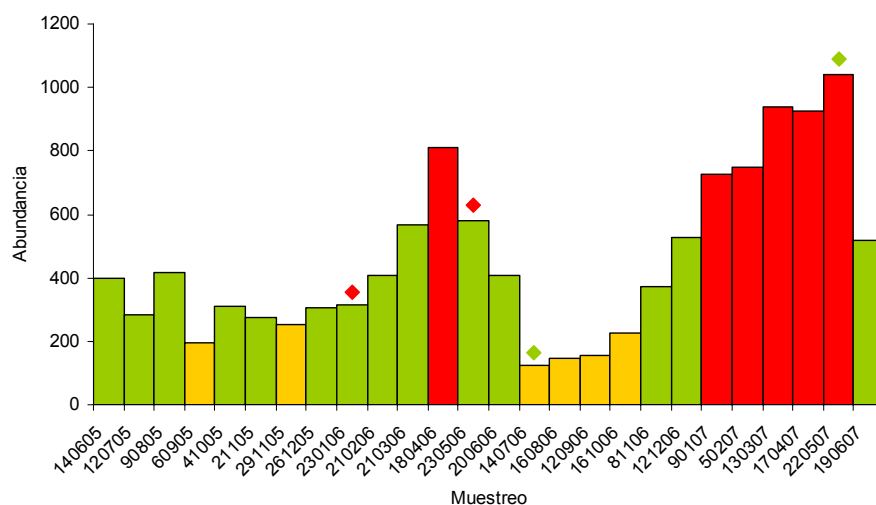


FIGURA 7.15: Número total de gasterópodos que se registraron a lo largo del período de estudio en Cambados. Las barras indican el nivel de abundancia observada, según el siguiente código de colores: abundancia baja ■, abundancia media ■, abundancia alta ■. Las barras marcadas con un rombo en su parte superior son aquellas para las que el modelo pronostica una categoría de abundancia diferente a la observada, la cual está indicada por el color del rombo.

		Número de casos pronosticados			Total	% de acierto
		Baja	Media	Alta		
Número de casos observados	Categoría de abundancia				Total	% de acierto
	Baja	5	1	0		
	Media	0	12	2		
	Alta	0	1	5		
Total		5	14	7	26	84.6%

TABLA 7.13: Tabla de contingencia del número de casos observados para cada categoría de abundancia de gasterópodos en Cambados, frente a los pronosticados por el modelo.

Al considerar individualmente el efecto de las variables incluida en el modelo sobre las categorías de abundancia y sobre el nº de gasterópodos que se registraron, resultó que no existió un efecto significativo de la presión barométrica media de los últimos 3 días sobre la categoría de actividad (prueba de Kruskal-Wallis: $\chi^2=3.635$, gl=2, significación de Monte Carlo $p>0.05$; FIGURA 7.16), y la correlación entre la variable y el nº de gasterópodos registrados tampoco fue significativa (rho de Spearman= 0.225, n= 26, $p>0.05$; FIGURA 7.17).

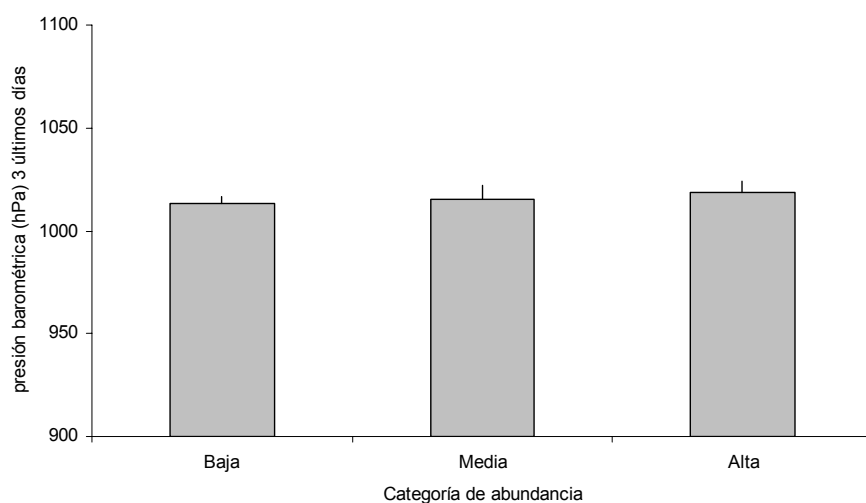


FIGURA 7.16: Valores medios y desviaciones típicas de la presión barométrica media (hPa) de los últimos 3 días para cada una de las categorías de abundancia de gasterópodos en Cambados.

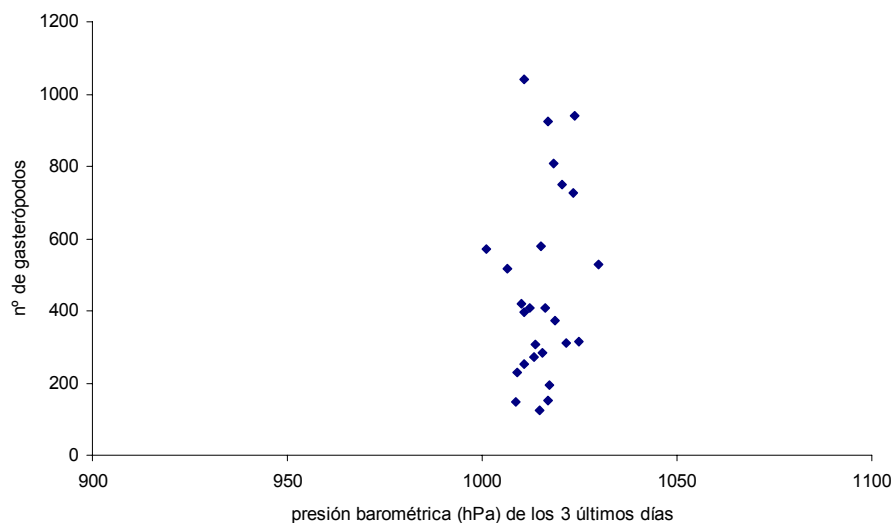


FIGURA 7.17: Diagrama de dispersión del nº de gasterópodos registrados en función de la presión barométrica media (hPa) de los últimos 3 días en Cambados.

Con respecto al factor mes, aunque no existió un efecto significativo del mismo sobre la categoría de abundancia observada (tablas de contingencia: $\chi^2=26.206$, $gl=22$, significación de Monte Carlo $p>0.05$), si existió un efecto significativo del mes



sobre el nº de gasterópodos registrados en Cambados (prueba de Kruskal-Wallis: $\chi^2=18.580$, $gl=11$, significación de Monte Carlo $p<0.05$; FIGURA 7.18).

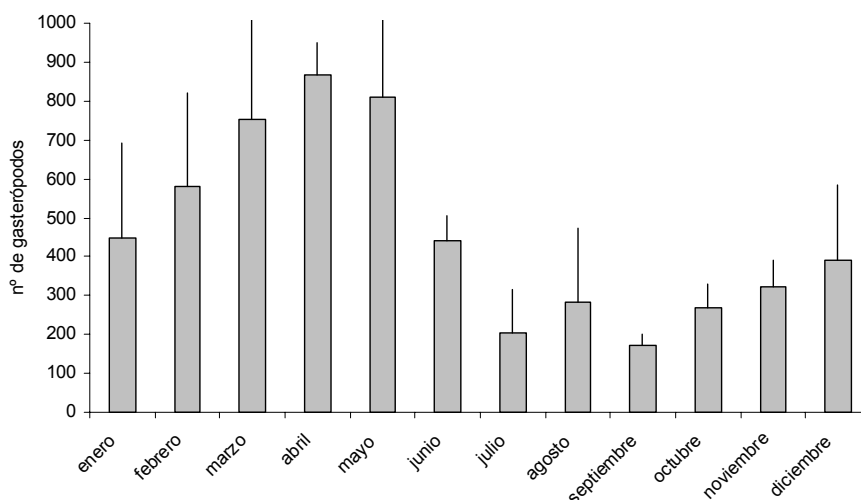


FIGURA 7.18: Valores medios y desviaciones típicas del nº de gasterópodos que se registraron en Cambados en función del factor mes.

▪ Localidad de Santa Comba

La FIGURA 7.19 muestra la distribución de frecuencias del nº de gasterópodos que se registraron en la localidad de Santa Comba durante el período de estudio. Para la elaboración del modelo estadístico de abundancia de esta localidad se establecieron las tres categorías de abundancia de gasterópodos que figuran en la TABLA 7.14; los percentiles 25 y 75 de la distribución de frecuencias de abundancia fueron $P_{25}=108.75$ y $P_{75}=517.25$, pero debido a que en esta localidad se registraron 3 casos diferentes con valores muy próximos entre sí y al percentil 25 de la distribución de frecuencias (106, 108 y 109 individuos), se redujo el punto de corte inferior y el nº de casos de la categoría de abundancia baja con el fin de obtener unas diferencias más marcadas entre las clases baja y media.

Según la prueba de Tukey para $p<0.05$, cada una de las tres categorías de abundancia así establecidas resultó significativamente diferente de las restantes en cuanto al nº medio de gasterópodos (análisis de varianza sobre los datos transformados en raíz cuadrada: $F=31.920$, $gl=2, 23$, $p<0.001$; FIGURA 7.20).



Categoría de abundancia	nº de gasterópodos (n)	rango observado	nº de casos
Baja (1)	$NT \leq 100$	37-82	4
Media (2)	$100 < NT \leq 517.25$	106-501	16
Alta (3)	$517.25 < NT$	566-995	6

TABLA 7.14: Categorías de abundancia utilizadas para la elaboración del modelo estadístico de abundancia de gasterópodos en la localidad de Santa Comba.

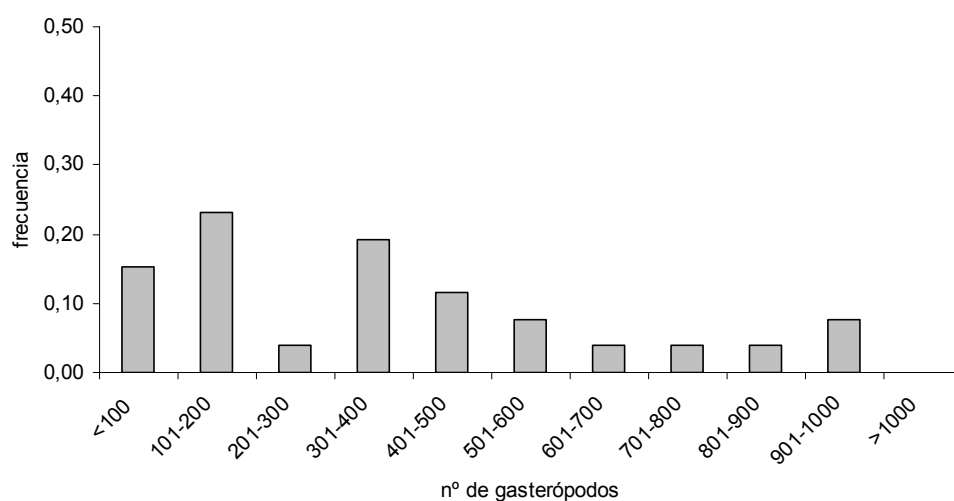


FIGURA 7.19: Distribución de frecuencias del nº de gasterópodos que se registraron en la parcela de Santa Comba.

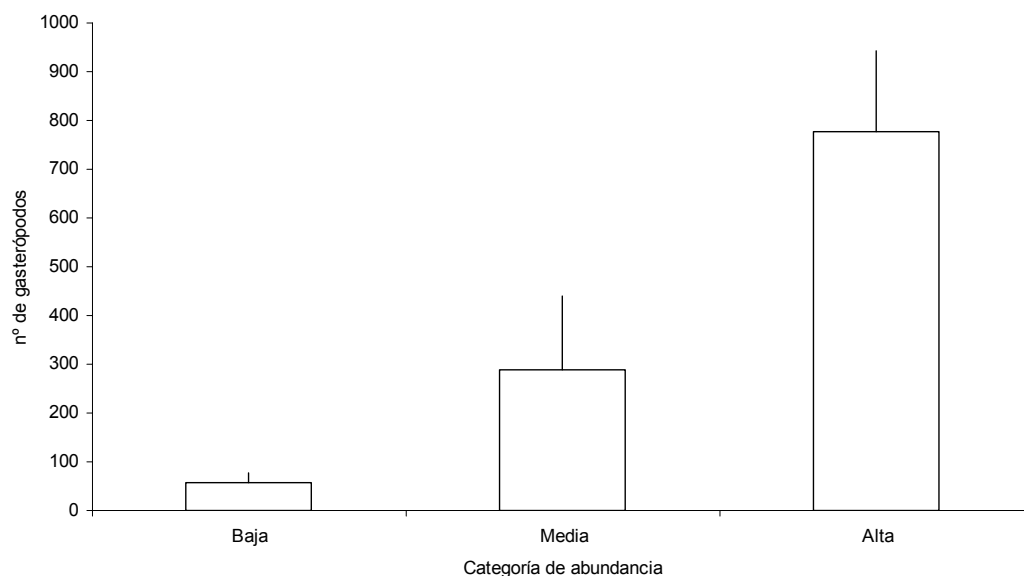


FIGURA 7.20: Valores medios y desviaciones típicas del nº de gasterópodos en las categorías utilizadas para la elaboración del modelo estadístico de abundancia de gasterópodos en la localidad de Santa Comba.



El mejor de los modelos de abundancia que se obtuvo para esta localidad se elaboró sobre los 26 casos disponibles, utilizando como función de vínculo la función log-log complementaria, y con el factor mes y la covariable precipitación acumulada en los últimos tres días (3DM precipitación). La TABLA 7.15 muestra los valores de la estimación de cada uno de los parámetros del modelo, así como su significación e intervalo de confianza al 95%, y la TABLA 7.16 muestra el valor y significación de diversos estadísticos relacionados con el modelo.

	Variables	Estimación	Error típico	Estadístico de Wald	Grados de libertad	Significación (p)	Intervalo de confianza al 95%	
							Límite inferior	Límite superior
Umbral	[ABUND = 1]	-1.003	1.119	0.803	1	0.370	-3.197	1.191
	[ABUND= 2]	3.465	1.638	4.473	1	0.034	0.254	6.676
Ubicación	3DM precipit.	-0.071	0.037	3.657	1	0.056	-0.144	0.002
	[Mes=1]	2.512	1.755	2.048	1	0.152	-0.928	5.951
	[Mes=2]	2.025	1.964	1.063	1	0.303	-1.825	5.875
	[Mes=3]	6.947	3.096	4.404	1	0.036	0.429	12.566
	[Mes=4]	7.320	5.153	2.018	1	0.155	-2.780	17.421
	[Mes=5]	2.025	1.964	1.063	1	0.303	-1.825	5.875
	[Mes=6]	4.371	1.920	5.183	1	0.023	0.608	8.134
	[Mes=7]	3.843	1.926	3.983	1	0.046	0.069	7.618
	[Mes=8]	-0.607	1.506	0.163	1	0.687	-3.559	2.344
	[Mes=9]	-0.180	1.459	0.015	1	0.902	-3.039	2.679
	[Mes=10]	2.241	1.976	1.285	1	0.257	-1.633	6.114
	[Mes=11]	2.025	1.964	1.063	1	0.303	-1.825	5.875
	[Mes=12]	0			0			

TABLA 7.15: Estimación de los parámetros del modelo estadístico de predicción de abundancia de gasterópodos en la parcela de Santa Comba, obtenido con el procedimiento de regresión ordinal.

ABUND=1: categoría de abundancia baja

ABUND=2: categoría de abundancia media

3DM precipit.: precipitación acumulada en los últimos 3 días (mm)

Mes: mes del año (1=enero, 2=febrero..., 12=diciembre)



	-2 log de la verosimilitud	Valor	Grados de libertad	Significación (p)
Ajuste del modelo ⁽¹⁾				
Sólo intersección	48.107			
Final	0.000	$\chi^2 = 48.107$	12	0.000
Bondad de ajuste ⁽²⁾				
Pearson		$\chi^2 = 10.994$	28	0.998
Desviación		$\chi^2 = 15.655$	28	0.971
Coeficiente R ² de Cox y Snell ⁽³⁾				
		0.843		
Coeficiente R ² de Nagelkerke ⁽³⁾				
		1.000		
Coeficiente R ² de McFadden ⁽³⁾				
		1.000		
Prueba de líneas paralelas ⁽⁴⁾				
Hipótesis nula	0.000			
General	0.000	$\chi^2 = 0.000$	12	1.000

TABLA 7.16: Valor y significación de diversos estadísticos relacionados con el modelo estadístico de abundancia de gasterópodos en la parcela de Santa Comba.

- (1) Contrasta la hipótesis nula H_0 de que no existe un modelo de regresión ordinal para las variables incluidas en el mismo.
- (2) Contrasta la hipótesis nula H_0 de que el modelo es adecuado (no existen diferencias significativas entre lo observado y lo pronosticado por el modelo).
- (3) Coeficientes que estiman la proporción de varianza de la variable dependiente que es explicada por el modelo.
- (4) Contrasta la hipótesis nula H_0 de que los parámetros de ubicación de las variables independientes son iguales para todas las categorías de la variable dependiente.

La FIGURA 7.21 representa el nº de gasterópodos que se registraron a lo largo del período de estudio en Santa Comba, y en ella se indican los casos en los que el modelo pronostica una categoría de abundancia diferente a la observada. En la categoría de abundancia media, el modelo pronostica correctamente 13 de los 16 casos observados (81.25% de acierto), mientras que para los restantes 3 casos pronostica 2 como de abundancia alta y 1 como de abundancia baja. En la categoría de abundancia baja el modelo pronostica correctamente 3 de los 4 casos observados (75% de acierto), y pronostica el otro caso como de abundancia media. En la categoría de abundancia alta el modelo pronostica correctamente 5 los 6 casos observados (83.3% de acierto), y pronostica el caso restante como de abundancia media. El modelo pronostica correctamente 21 casos de 26, es decir, un 80.8% de los casos. Las distribuciones de las categorías de abundancia observadas y pronosticadas por el modelo mostraron un relación altamente significativa ($\chi^2=24.467$, gl=4, significación de Monte Carlo $p<0.001$; TABLA 7.17).

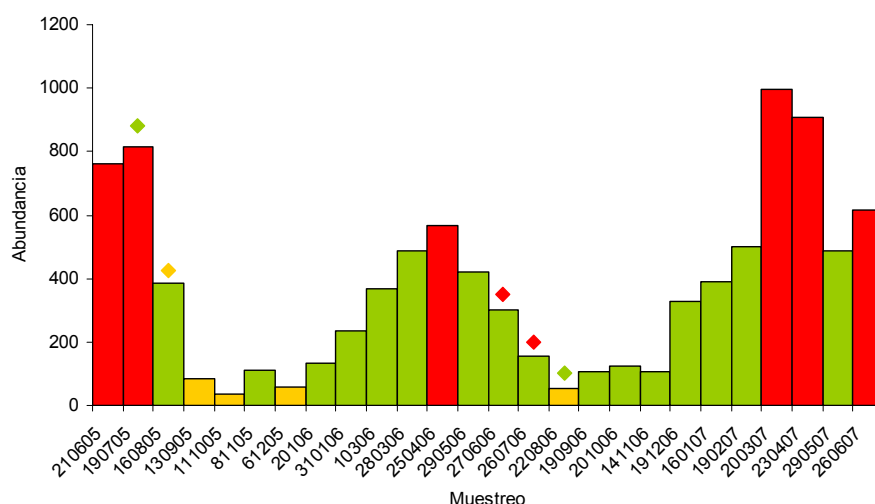


FIGURA 7.21: Número total de gasterópodos que se registraron a lo largo del período de estudio en Santa Comba. Las barras indican el nivel de abundancia observada, según el siguiente código de colores: abundancia baja ■, abundancia media ■, abundancia alta ■. Las barras marcadas con un rombo en su parte superior son aquellas para las que el modelo pronostica una categoría de abundancia diferente a la observada, la cual está indicada por el color del rombo.

		Número de casos pronosticados			Total	% de acierto
		Baja	Media	Alta		
Número de casos observados	Categoría de abundancia					
	Baja	3	1	0	4	75.0%
	Media	1	13	2	16	81.25%
	Alta	0	1	5	6	83.3%
Total		4	15	7	26	80.8%

TABLA 7.17: Tabla de contingencia del número de casos observados para cada categoría de abundancia de gasterópodos en Santa Comba, frente a los pronosticados por el modelo.

Al analizar individualmente el efecto de las variables incluidas en el modelo sobre las categorías de abundancia y sobre el n° de gasterópodos que se registraron, resultó que existió un efecto significativo de la precipitación acumulada en los últimos 3 días sobre la categoría de actividad (prueba de Kruskal-Wallis: $\chi^2=5.488$, $gl=2$, significación de Monte Carlo $p<0.05$; FIGURA 7.22), así como una correlación significativa, de signo negativo, entre la variable y el n° de gasterópodos registrados (rho de Spearman= -0.403, $n= 26$, $p<0.05$; FIGURA 7.23).

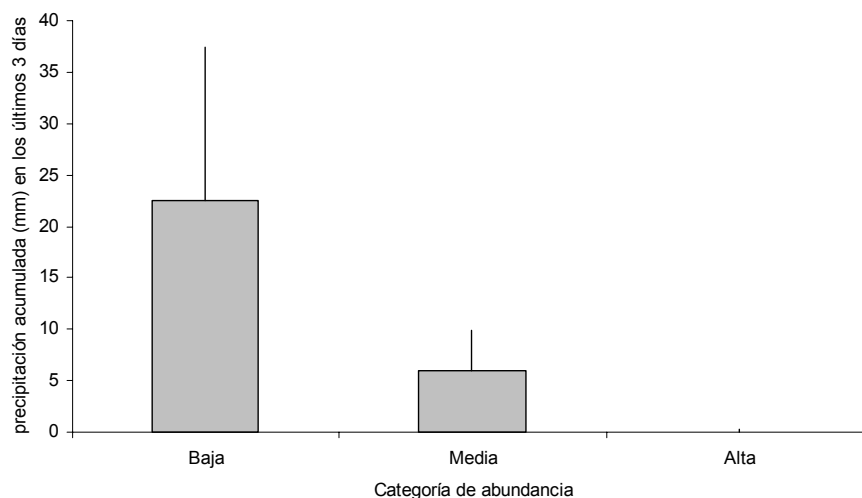


FIGURA 7.22: Valores medios y desviaciones típicas de la precipitación acumulada (mm) en los últimos 3 días para cada una de las categorías de abundancia de gasterópodos en Santa Comba.

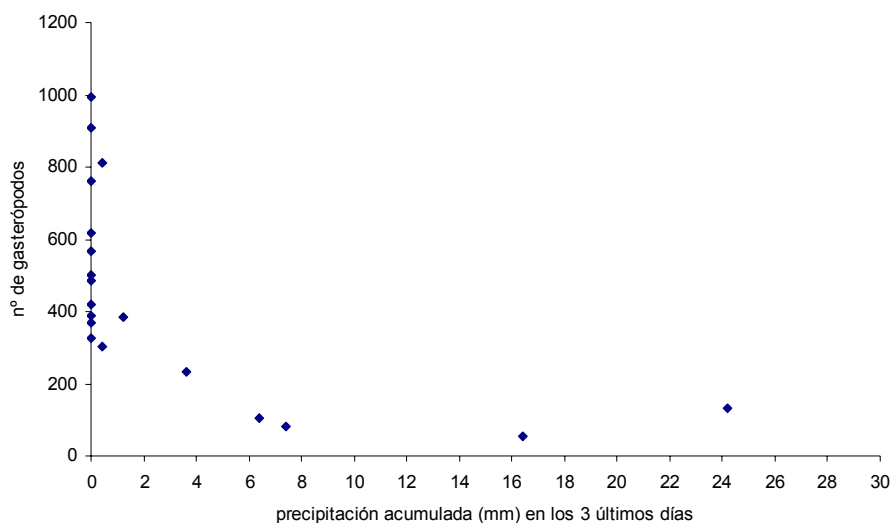


FIGURA 7.23: Diagrama de dispersión del nº de gasterópodos registrados en función de la precipitación acumulada (mm) en los últimos 3 días en Santa Comba.

Con respecto al factor mes, no existió un efecto significativo del mismo sobre la categoría de abundancia observada (tablas de contingencia: $\chi^2=25.819$, $gl=22$, significación de Monte Carlo $p>0.05$) pero sí existió un efecto significativo del mes sobre el nº de gasterópodos registrados en Santa Comba (prueba de Kruskal-Wallis: $\chi^2=18.009$, $gl=11$, significación de Monte Carlo $p<0.05$; FIGURA 7.24).

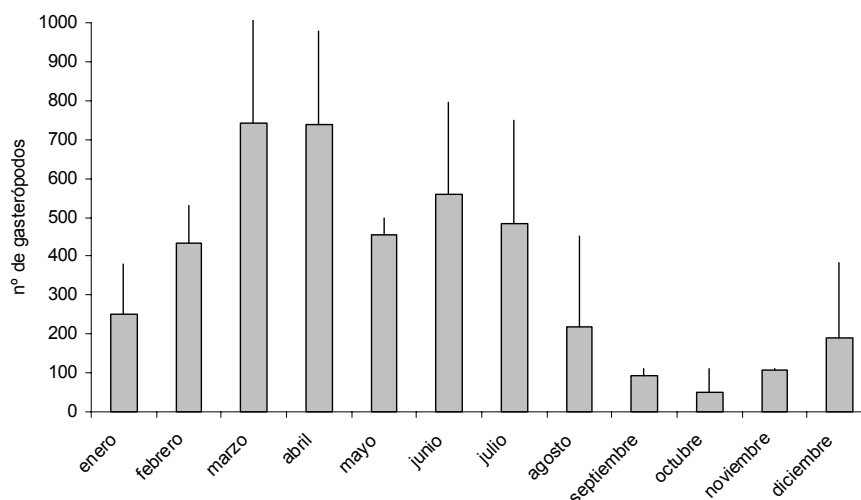


FIGURA 7.24: Valores medios y desviaciones típicas del nº de gasterópodos que se registraron en Santa Comba en función del factor mes.

7.3.2.- Modelos de predicción de actividad

7.3.2.1.- Cuantificación de la actividad

▪ Cuantificación de la actividad de *D. reticulatum*

El análisis de la tasa de actividad (TA) de *D. reticulatum* por medio de un modelo lineal generalizado, realizado sobre los datos transformados angularmente, reveló la existencia de un efecto significativo de la localidad sobre la TA de esta especie ($F = 3.961$, $gl = 3$, 95 , $p < 0.05$), pero no existieron diferencias significativas entre ambos años de muestreo ($F = 0.004$, $gl = 1$, 95 , $p > 0.05$), ni existió una interacción significativa entre la localidad y el año de muestreo ($F = 0.906$, $gl = 3$, 95 , $p > 0.05$). La TA media de *D. reticulatum* para cada localidad y año de muestreo se muestra en la FIGURA 7.25. Globalmente para todo el período de estudio, la TA media de *D. reticulatum* fue de 0.79 ± 0.16 en Monforte, 0.86 ± 0.12 en Abadín, 0.85 ± 0.15 en Cambados, y de 0.92 ± 0.08 en Santa Comba.

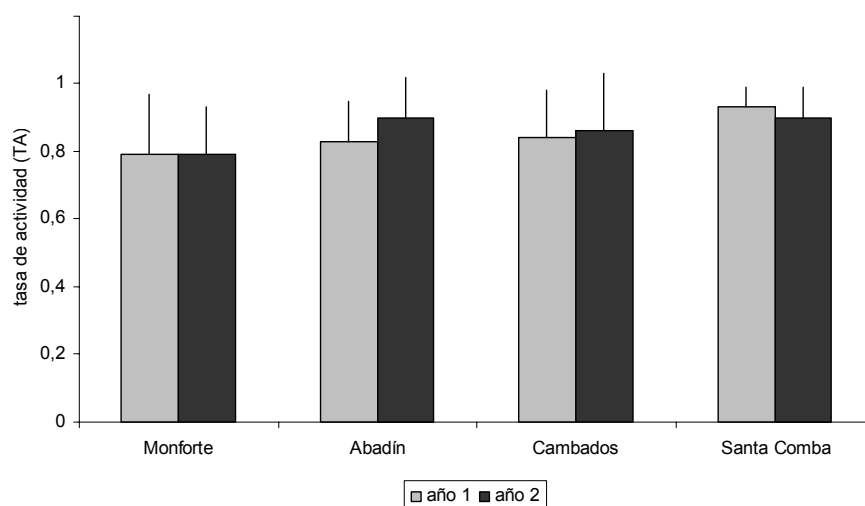


FIGURA 7.25: Valores medios y desviaciones típicas de la tasa de actividad (TA) de *D. reticulatum* en función de la localidad y el año de muestreo.

▪ Cuantificación de la actividad de *D. laeve*

Para la especie *D. laeve*, que sólo estaba presente en la localidad de Monforte, la tasa de actividad (TA) fue similar en los dos años de muestreo (análisis de varianza sobre los datos transformados angularmente: $F= 2.836$, $gl=1, 24$, $p>0.05$; FIGURA 7.26). El valor medio de la TA de *D. laeve* para todo el período de estudio fue de 0.60 ± 0.21 .

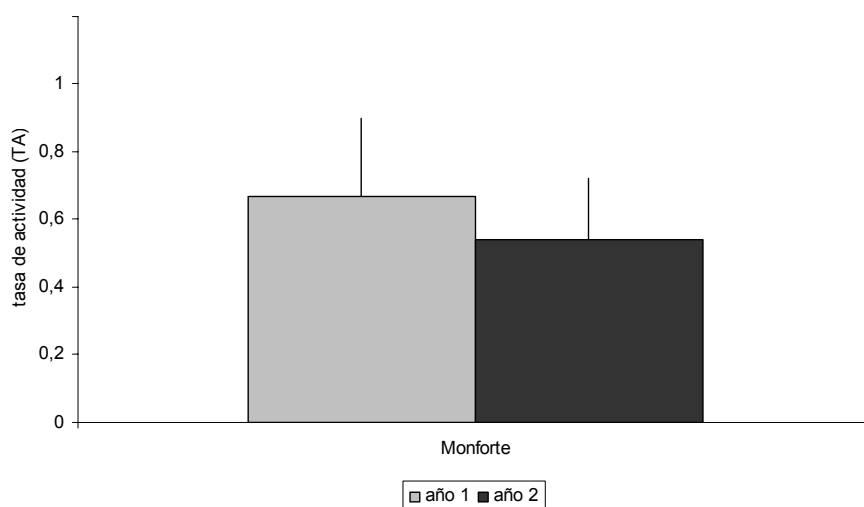


FIGURA 7.26: Valores medios y desviaciones típicas de la tasa de actividad (TA) de *D. laeve* en función del año de muestreo.



▪ Cuantificación de la actividad de *D. panormitanum*

Para la TA de *D. panormitanum*, especie presente en Cambados y en Santa Comba, existieron diferencias significativas entre las localidades ($F= 4.517$, $gl= 1, 48$, $p<0.05$), pero no existieron entre años de muestreo ($F= 0.006$, $gl= 1, 48$, $p>0.05$) y tampoco existió una interacción significativa entre la localidad y el año de muestreo ($F= 1.425$, $gl= 1, 48$, $p>0.05$). La FIGURA 7.27 muestra la TA media de *D. panormitanum* en función de la localidad y el año de muestreo. El valor medio de la TA de esta especie para todo el período de estudio, fue de 0.89 ± 0.12 en Cambados y de 0.95 ± 0.07 en Santa Comba.

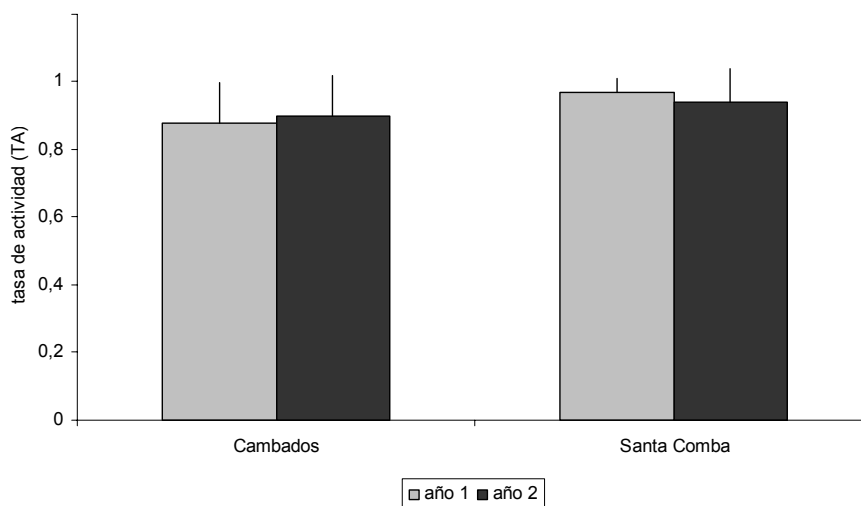


FIGURA 7.27: Valores medios y desviaciones típicas de la tasa de actividad (TA) de *D. panormitanum* en función de la localidad y el año de muestreo.

▪ Cuantificación de la actividad de *A. intermedius*

El análisis de la tasa de actividad (TA) de *A. intermedius* por medio de un modelo lineal generalizado (sobre los datos transformados angularmente) puso de manifiesto que no existieron diferencias significativas entre localidades ($F= 2.388$, $gl= 3, 83$, $p>0.05$), ni entre años de muestreo ($F= 2.310$, $gl= 1, 83$, $p>0.05$), ni existió una interacción significativa entre la localidad y el año de muestreo ($F= 0.411$, $gl= 3, 83$, $p>0.05$). La TA media de *A. intermedius* para cada localidad y año de muestreo se muestra en la FIGURA 7.28. El valor medio de la TA de esta especie para todo el



período de estudio fue de 0.48 ± 0.29 en Monforte, 0.53 ± 0.28 en Abadín, 0.42 ± 0.28 en Cambados y de 0.65 ± 0.26 en Santa Comba.

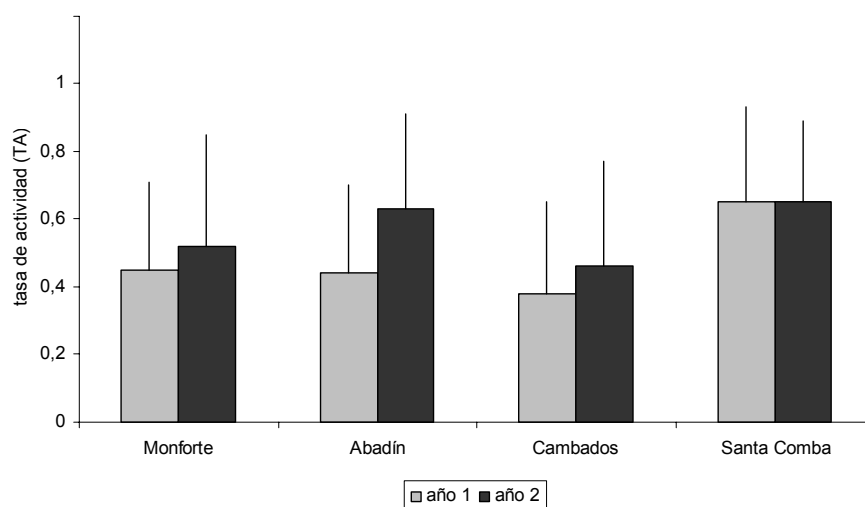


FIGURA 7.28: Valores medios y desviaciones típicas de la tasa de actividad (TA) de *A. intermedius* en función de la localidad y el año de muestreo.

▪ Comparación entre especies

La existencia de diferencias significativas entre localidades con respecto a la tasa de actividad (TA) de algunas especies (*D. reticulatum*, *D. panormitanum*), así como la ausencia de diferencias significativas entre años de muestreo para la TA de todas las especies, determina que la comparación entre la TA de las diferentes especies deba plantearse por separado para cada una de las localidades.

De este modo, las TA de las especies estudiadas en la localidad de Monforte presentaron diferencias significativas (análisis de varianza sobre los datos transformados angularmente: $F = 9.105$, $gl=2$, 70 , $p < 0.001$); según la prueba de Tukey para $p < 0.05$, *D. reticulatum* fue significativamente diferente de *D. laeve* y de *A. intermedius*, mientras que estas dos especies fueron similares entre sí con respecto a la TA (FIGURA 7.29).

En Abadín, *D. reticulatum* y *A. intermedius* también resultaron significativamente diferentes con respecto a su TA (análisis de varianza sobre los datos transformados angularmente: $F = 25.681$, $gl=1$, 50 , $p < 0.001$: FIGURA 7.30).



En Cambados y en Santa Comba también existieron diferencias significativas entre las especies estudiadas con respecto a su TA (análisis de varianza sobre los datos transformados angularmente: Cambados, $F= 31.321$, $gl=2$, 69 , $p<0.001$; Santa Comba, $F= 25.366$, $gl=2$, 72 , $p<0.001$); en ambas localidades, *D. reticulatum* y *D. panormitanum* fueron similares entre sí, mientras que ambas fueron significativamente diferentes de *A. intermedius*, según la prueba de Tukey para $p<0.05$ (FIGURAS 7.31 y 7.32).

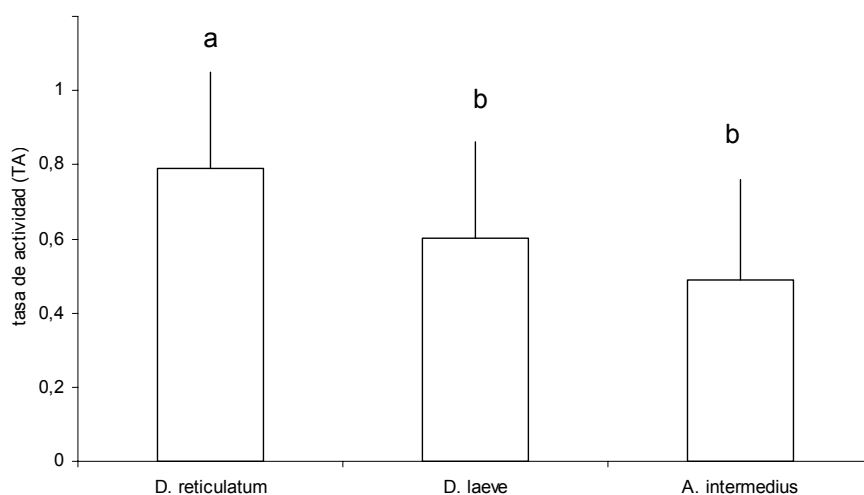


FIGURA 7.29: Valores medios y desviaciones típicas de la tasa de actividad (TA) de las tres especies estudiadas en la localidad de Monforte. Las medias marcadas con la misma letra no son significativamente diferentes, según la prueba de Tukey para $p<0.05$ (análisis realizado sobre los datos transformados angularmente).

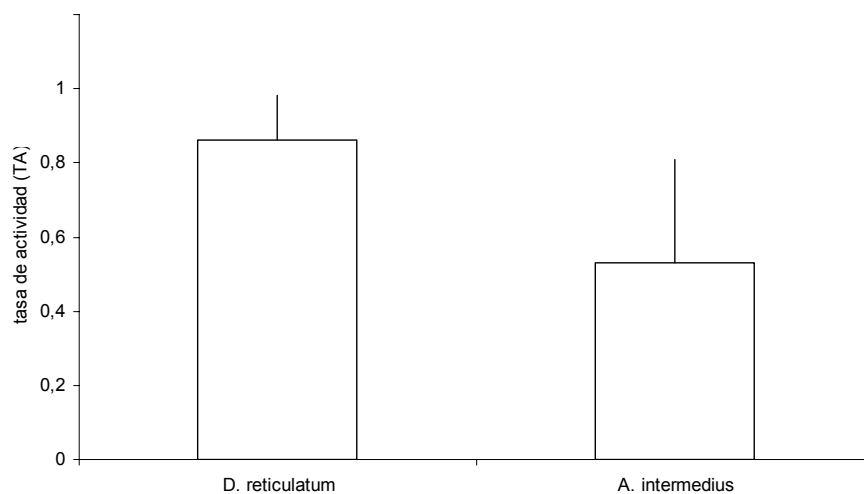


FIGURA 7.30: Valores medios y desviaciones típicas de la tasa de actividad (TA) de las dos especies estudiadas en la localidad de Abadín.

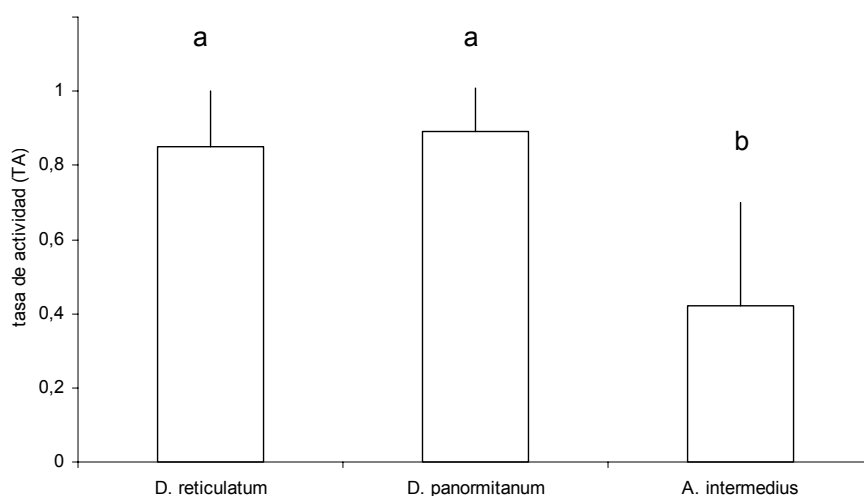


FIGURA 7.31: Valores medios y desviaciones típicas de la tasa de actividad (TA) de las tres especies estudiadas en la localidad de Cambados. Las medias marcadas con la misma letra no son significativamente diferentes, según la prueba de Tukey para $p < 0.05$ (análisis realizado sobre los datos transformados angularmente).

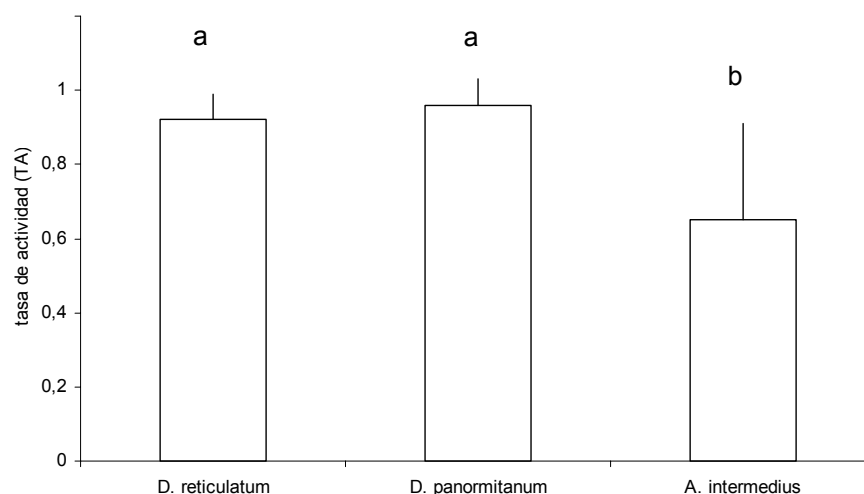


FIGURA 7.32: Valores medios y desviaciones típicas de la tasa de actividad (TA) de las tres especies estudiadas en la localidad de Santa Comba. Las medias marcadas con la misma letra no son significativamente diferentes, según la prueba de Tukey para $p < 0.05$ (análisis realizado sobre los datos transformados angularmente).



7.3.2.2.- Relación entre la actividad y la abundancia

Las FIGURAS 7.33 a 7.36 muestran los diagramas de dispersión entre la tasa de actividad (TA) de *D. reticulatum* y la abundancia de gasterópodos totales, y entre la tasa de actividad (TA) de *D. reticulatum* y la abundancia de esta especie (con exclusión de los individuos de tamaño ≤ 0.01 g), para cada una de las cuatro localidades. Se calcularon los coeficientes de correlación entre la TA de *D. reticulatum* (datos transformados angularmente) y las variables de abundancia (datos transformados en su raíz cuadrada), resultando que la actividad de *D. reticulatum* no mantuvo una correlación significativa con ninguna de las dos variables de abundancia, en ninguna de las localidades (abundancia de gasterópodos totales: Monforte, $r = 0.294$, $n = 25$, $p > 0.05$; Abadín, $r = -0.112$, $n = 25$, $p > 0.05$; Cambados, $r = -0.246$, $n = 25$, $p > 0.05$; Santa Comba, $r = -0.185$, $n = 26$, $p > 0.05$) (abundancia de *D. reticulatum*: Monforte, $r = 0.330$, $n = 24$, $p > 0.05$; Abadín, $r = 0.071$, $n = 24$, $p > 0.05$; Cambados, $r = -0.111$, $n = 25$, $p > 0.05$; Santa Comba, $r = -0.136$, $n = 26$, $p > 0.05$).

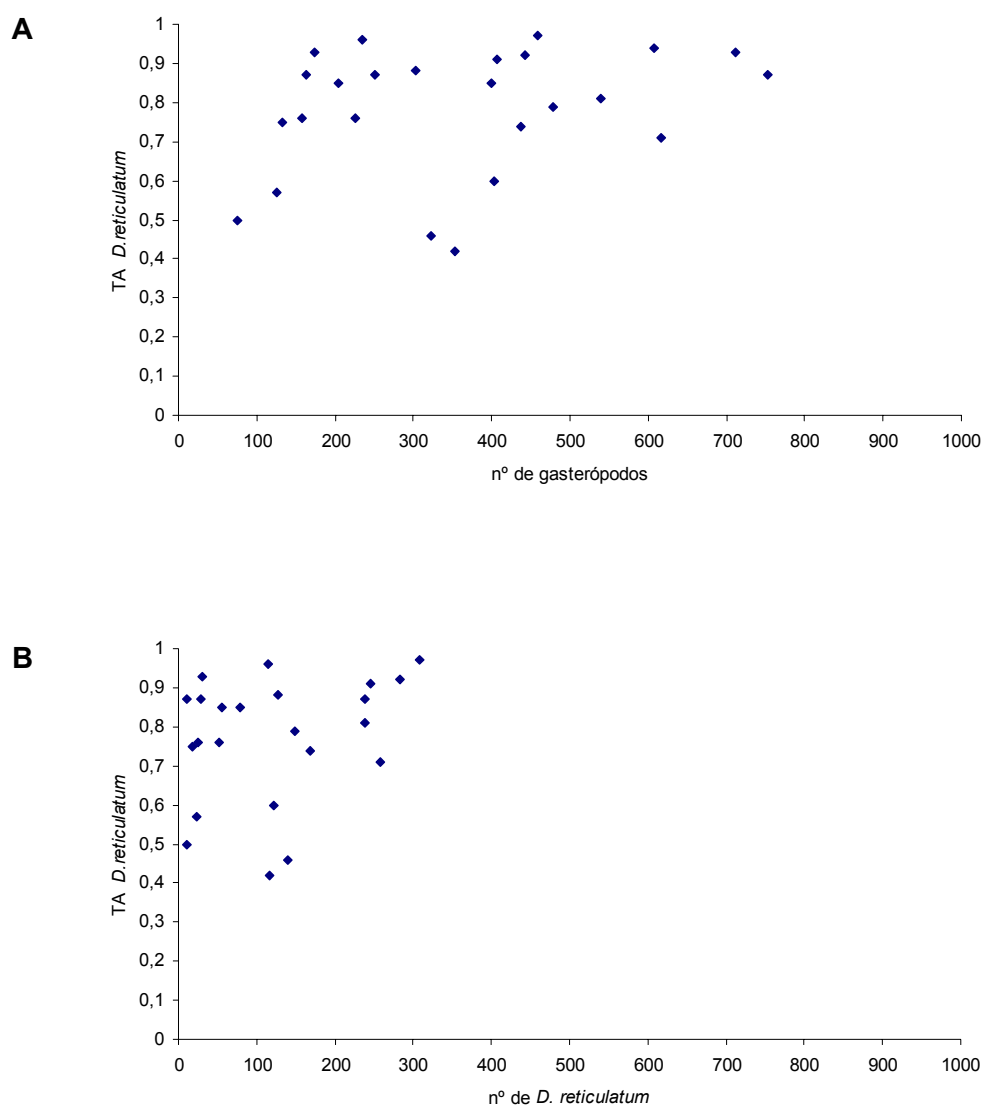


FIGURA 7.33: Diagramas de dispersión de la tasa de actividad (TA) de *D. reticulatum* frente a la abundancia de gasterópodos (A) y frente a la abundancia de *D. reticulatum* (B) en Monforte.

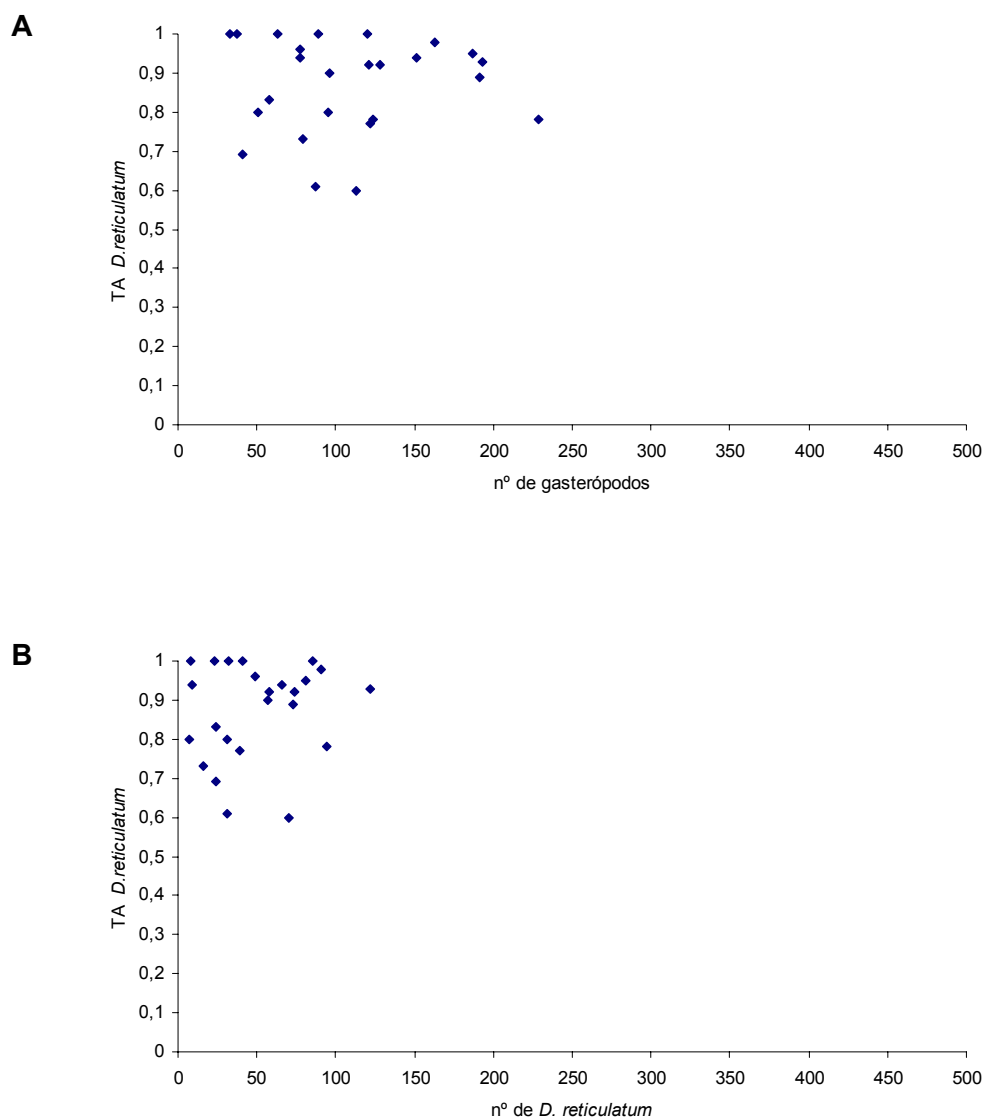


FIGURA 7.34: Diagramas de dispersión de la tasa de actividad (TA) de *D. reticulatum* frente a la abundancia de gasterópodos (A) y frente a la abundancia de *D. reticulatum* (B) en Abadín.

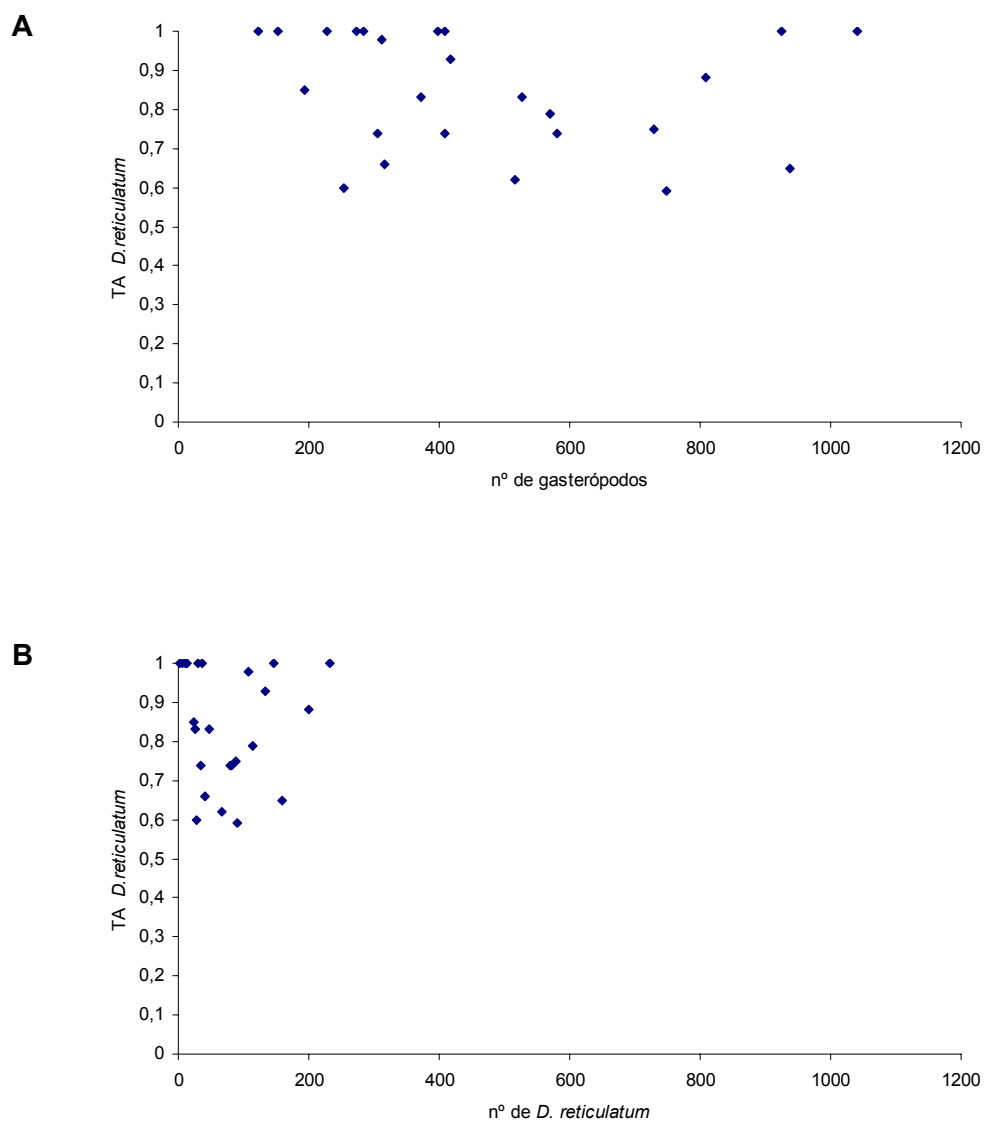


FIGURA 7.35: Diagramas de dispersión de la tasa de actividad (TA) de *D. reticulatum* frente a la abundancia de gasterópodos (A) y frente a la abundancia de *D. reticulatum* (B) en Cambados.

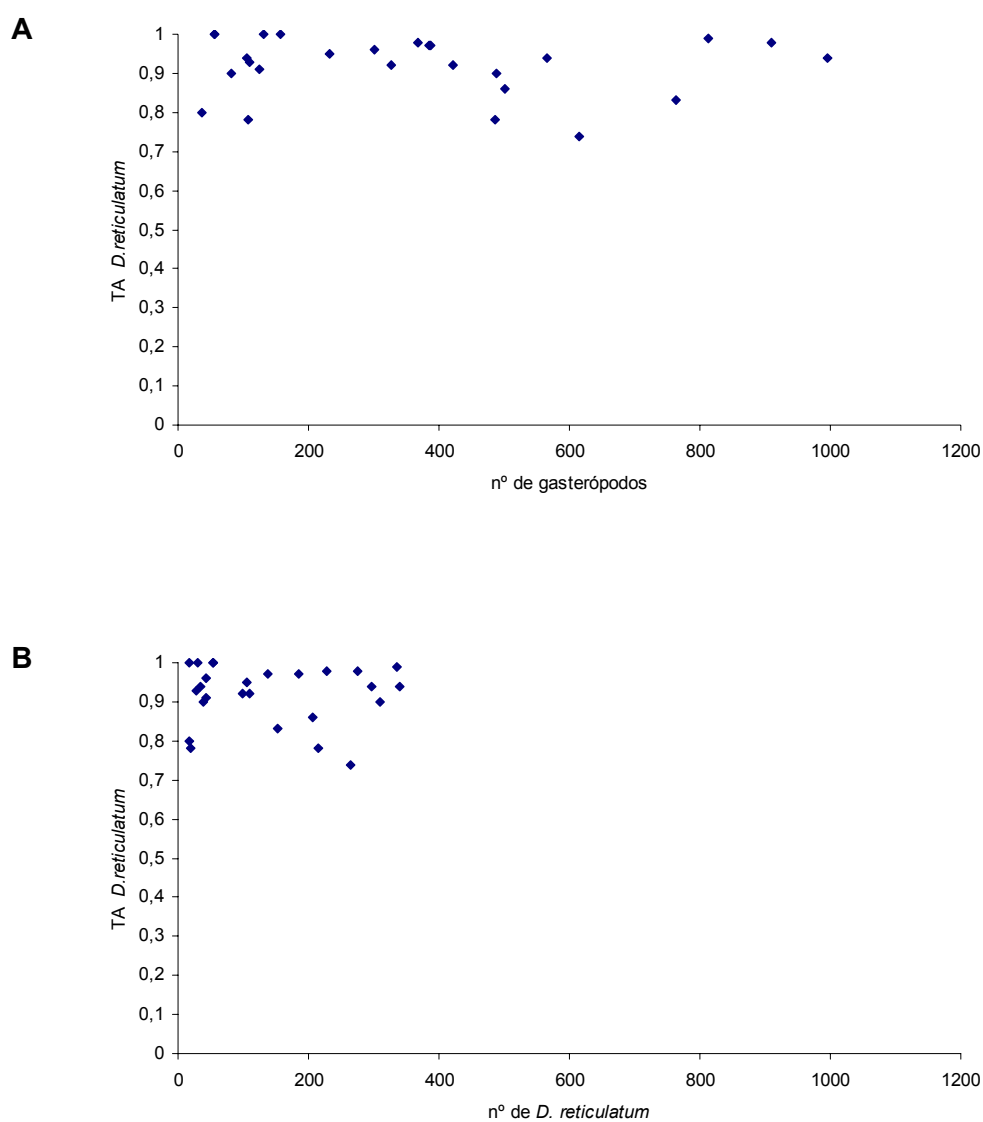


FIGURA 7.36: Diagramas de dispersión de la tasa de actividad (TA) de *D. reticulatum* frente a la abundancia de gasterópodos (A) y frente a la abundancia de *D. reticulatum* (B) en Santa Comba.



7.3.2.3.- Modelos de predicción de actividad de *D. reticulatum*

Debido a la existencia de diferencias entre localidades con respecto a la tasa de actividad de *D. reticulatum*, el efecto de las variables ambientales sobre la actividad de esta especie se estudió para cada localidad por separado.

▪ Localidad de Monforte

Las tres categorías que se establecieron para la elaboración del modelo de actividad de *D. reticulatum* en la localidad de Monforte se muestran en la TABLA 7.18, y se establecieron en función de los percentiles 25 ($P_{25}=0.736$) y 75 ($P_{75}=0.920$) de la distribución de frecuencias de la tasa de actividad observada. Según la prueba de Tukey para $p<0.05$, las tres categorías resultaron significativamente diferentes entre sí (análisis de varianza sobre los datos transformados en angularmente: $F= 59.032$, $gl= 2, 23$, $p<0.001$; FIGURA 7.37).

Categoría de actividad	Tasa de actividad (TA)	rango observado	nº de casos
Baja (1)	$TA \leq 0.736$	0.419-0.714	6
Media (2)	$0.736 < TA \leq 0.920$	0.743-0.918	14
Alta (3)	$0.920 < TA$	0.926-0.973	6

TABLA 7.18: Categorías utilizadas para la elaboración del modelo estadístico de actividad de *D. reticulatum* en la localidad de Monforte.

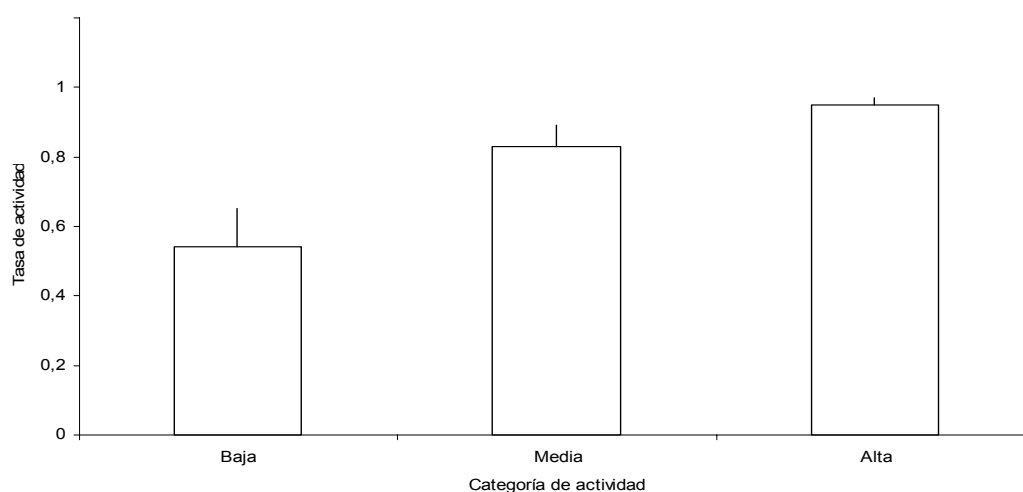


FIGURA 7.37: Valores medios y desviaciones típicas de la tasa de actividad de las categorías utilizadas para la elaboración del modelo estadístico de actividad de *D. reticulatum* en la localidad de Monforte.



El mejor de los modelos obtenidos para esta localidad se elaboró sobre 25 casos, utilizando la función de vínculo log-log complementaria, y con el factor mes y la covariable 7DM T^amáx (media de las temperaturas máximas de los 7 últimos días) como variables de predicción. La TABLA 7.19 muestra los valores de la estimación de cada uno de los parámetros del modelo, así como su significación e intervalo de confianza al 95%, y la TABLA 7.20 muestra el valor y significación de diversos estadísticos relacionados con el modelo.

	Variables	Estimación	Error típico	Estadístico de Wald	Grados de libertad	Significación (p)	Intervalo de confianza al 95%	
							Límite inferior	Límite superior
Umbral	[ACTIV = 1]	3,719	6,413	,336	1	,562	-8,849	16,288
	[ACTIV= 2]	10,450	4,960	4,440	1	,035	,730	20,171
Ubicación	7DM T ^a máx	,983	,494	3,962	1	,047	,015	1,951
	[Mes=1]	-4,593	4,968	,855	1	,355	-14,331	5,144
	[Mes=2]	-,181	2,737	,004	1	,947	-5,545	5,183
	[Mes=3]	,146	2,550	,003	1	,954	-4,851	5,143
	[Mes=4]	-4,702	4,225	1,239	1	,266	-12,983	3,579
	[Mes=5]	-10,699	6,760	2,505	1	,113	-23,948	2,551
	[Mes=6]	-21,121	9,491	4,952	1	,026	-39,723	-2,518
	[Mes=7]	-23,120	10,490	4,858	1	,028	-43,680	-2,560
	[Mes=8]	-21,097	9,998	4,452	1	,035	-40,692	-1,501
	[Mes=9]	-4,341	20,292	,046	1	,831	-44,113	35,431
	[Mes=10]	-7,553	4,966	2,313	1	,128	-17,287	2,181
	[Mes=11]	-7,901	5,207	2,303	1	,129	-18,105	2,304
	[Mes=12]	0			0			

TABLA 7.19: Estimación de los parámetros del modelo de predicción de actividad de *D. reticulatum* en la parcela de Monforte, obtenido con el procedimiento de regresión ordinal.

ACTIV=1: categoría de actividad baja

ACTIV=2: categoría de actividad media

7DM T^a máx: media de las temps. máximas de los 7 últimos días (°C)

Mes: mes del año (1=enero, 2=febrero..., 12=diciembre)



	-2 log de la verosimilitud	Valor	Grados de libertad	Significación (p)
Ajuste del modelo ⁽¹⁾				
Sólo intersección	49,455			
Final	0,000	$\chi^2 = 49,455$	12	0,000
Bondad de ajuste ⁽²⁾				
Pearson		$\chi^2 = 18,770$	36	0,992
Desviación		$\chi^2 = 21,362$	36	0,975
Coeficiente R ² de Cox y Snell ⁽³⁾		0,862		
Coeficiente R ² de Nagelkerke ⁽³⁾		1,000		
Coeficiente R ² de McFadden ⁽³⁾		1,000		
Prueba de líneas paralelas ⁽⁴⁾				
Hipótesis nula	0,000			
General	0,000	$\chi^2 = 0,000$	12	1,000

TABLA 7.20: Valor y significación de diversos estadísticos relacionados con el modelo estadístico de actividad de *D. reticulatum* en la parcela de Monforte.

- (1) Contrasta la hipótesis nula H_0 de que no existe un modelo de regresión ordinal para las variables incluidas en el mismo.
- (2) Contrasta la hipótesis nula H_0 de que el modelo es adecuado (no existen diferencias significativas entre lo observado y lo pronosticado por el modelo).
- (3) Coeficientes que estiman la proporción de varianza de la variable dependiente que es explicada por el modelo.
- (4) Contrasta la hipótesis nula H_0 de que los parámetros de ubicación de las variables independientes son iguales para todas las categorías de la variable dependiente.

La FIGURA 7.38 representa la tasa de actividad de *D. reticulatum* a lo largo del período de estudio en la parcela de Monforte, y en ella se indican los casos en los que el modelo pronostica una categoría de actividad diferente a la observada. En la categoría de actividad media, el modelo pronostica correctamente 11 de los 14 casos observados (78.6% de acierto), mientras que para los otros 3 casos pronostica 2 como de actividad alta y uno como de actividad baja. En la categoría de actividad baja el modelo pronostica correctamente 4 de los 5 casos analizados (80% de acierto), y pronostica el otro caso como de actividad media. En la categoría de actividad alta el modelo pronostica correctamente 4 de los 6 casos observados (66.7% de acierto), y pronostica los otros 2 casos como de actividad media. Globalmente, el modelo pronostica correctamente la categoría de actividad de *D. reticulatum* en 19 casos de 25, es decir, en un 76% de los casos. La comparación de las distribuciones de las categorías de actividad observadas y pronosticadas por el modelo mediante tablas de contingencia y la prueba χ^2 demostró la existencia de una relación altamente significativa entre ambas ($\chi^2=20.640$, gl=4, significación de Monte Carlo $p<0.001$; TABLA 7.21).

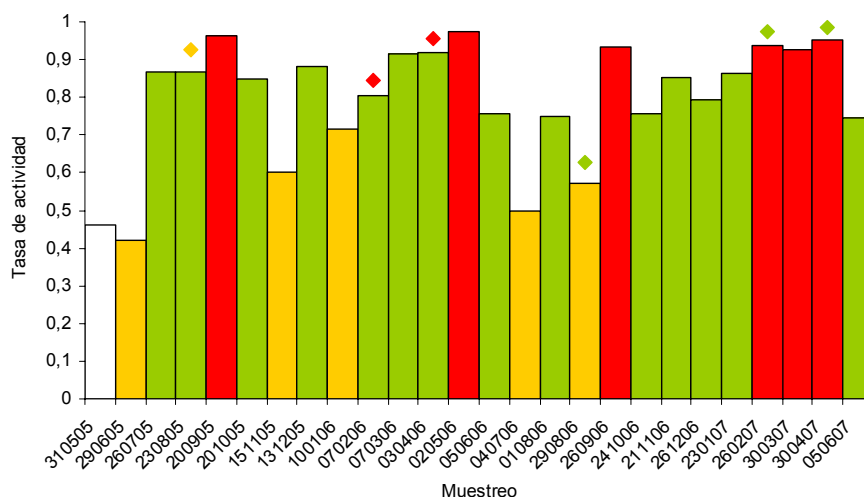


FIGURA 7.38: Tasa de actividad (TA) de *D. reticulatum* a lo largo del período de estudio, en la parcela de Monforte. Las barras indican la tasa de actividad observada, según el siguiente código de colores: TA baja ■, TA media ■, TA alta ■. Las barras marcadas con un rombo en su parte superior son aquellas para las que el modelo pronostica una categoría de actividad diferente a la observada, la cual está indicada por el color del rombo.

		Número de casos pronosticados			Total	% de acierto
Categorías de actividad		Baja	Media	Alta		
Número de casos observados	Baja	4	1	0	5	80%
	Media	1	11	2	14	78.6%
	Alta	0	2	4	6	66.7%
	Total	5	14	6	25	76%

TABLA 7.21: Tabla de contingencia del número de casos observados para cada categoría de actividad de *D. reticulatum* en Monforte, frente a los pronosticados por el modelo.

Al analizar individualmente el efecto de las variables incluidas en el modelo sobre las categorías de actividad y sobre la tasa de actividad de *D. reticulatum* en esta localidad, resultó que no existió un efecto significativo de la media de las temperaturas máximas de los últimos 7 días sobre la categoría de actividad (prueba de Kruskal-Wallis: $\chi^2=0.099$, gl=2, significación de Monte Carlo $p>0.05$; FIGURA 7.39), ni existió correlación entre la variable y la tasa de actividad (rho de Spearman= -0.164, n= 25, $p>0.05$; FIGURA 7.40). Con respecto al factor mes, tampoco existió un efecto significativo del mismo sobre la categoría de actividad observada (tablas de contingencia: $\chi^2=19.190$, gl=22, significación de Monte Carlo $p>0.05$) ni sobre la tasa de actividad (prueba de Kruskal-Wallis: $\chi^2=12.747$, gl=11, significación de Monte Carlo $p>0.05$; FIGURA 7.41).

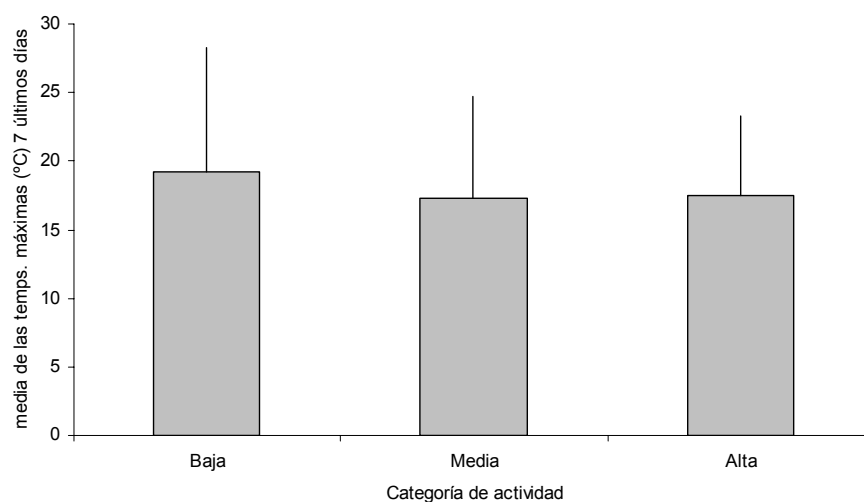


FIGURA 7.39: Valores medios y desviaciones típicas de la media de las temperaturas máximas (°C) de los 7 últimos días para cada una de las categorías de actividad de *D. reticulatum* en Monforte.

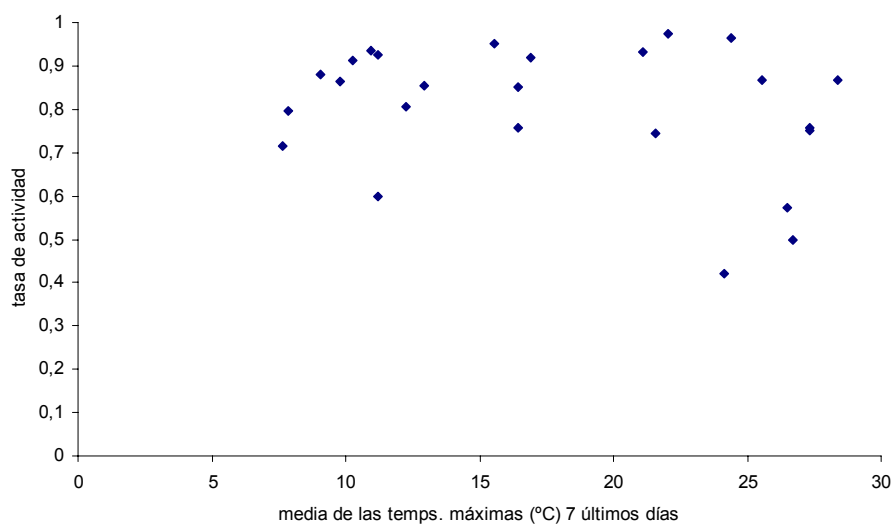


FIGURA 7.40: Diagrama de dispersión de la tasa de actividad de *D. reticulatum* en Monforte en función de la media de las temperaturas máximas (°C) de los 7 últimos días.

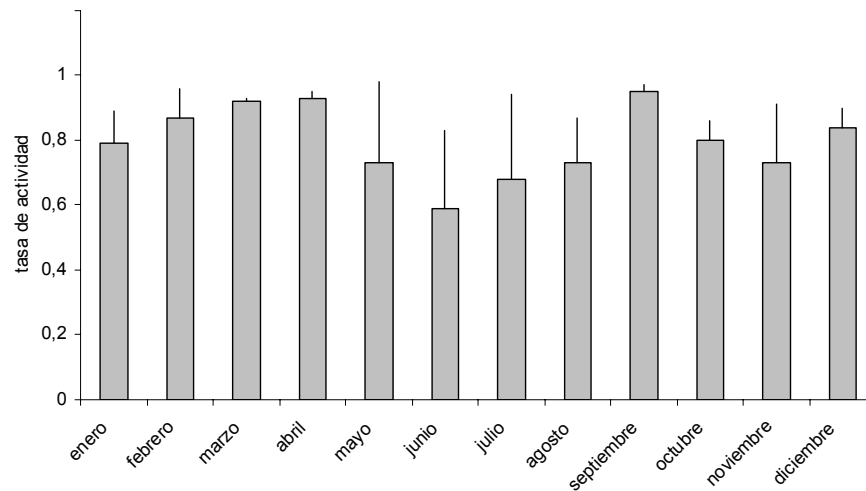


FIGURA 7.41: Valores medios y desviaciones típicas de la tasa de actividad de *D. reticulatum* en Monforte en función del factor mes.

▪ Localidad de Abadín

Las tres categorías que se establecieron para la elaboración del modelo de actividad de *D. reticulatum* en la localidad de Abadín se muestran en la TABLA 7.22, y se establecieron en función de los percentiles 25 ($P_{25}=0.777$) y 75 ($P_{75}=0.963$) de la distribución de frecuencias de la tasa de actividad observada. Según la prueba de Tukey para $p<0.05$, las tres categorías resultaron significativamente diferentes entre sí (análisis de varianza sobre los datos transformados en angularmente: $F= 54.636$, $gl= 2, 23$, $p<0.001$; FIGURA 7.42).

Categoría de actividad	Tasa de actividad (TA)	rango observado	nº de casos
Baja (1)	$TA \leq 0.777$	0.600-0.771	6
Media (2)	$0.777 < TA \leq 0.963$	0.780-0.958	14
Alta (3)	$0.963 < TA$	0.977-1.000	6

TABLA 7.22: Categorías utilizadas para la elaboración del modelo estadístico de actividad de *D. reticulatum* en la localidad de Abadín.

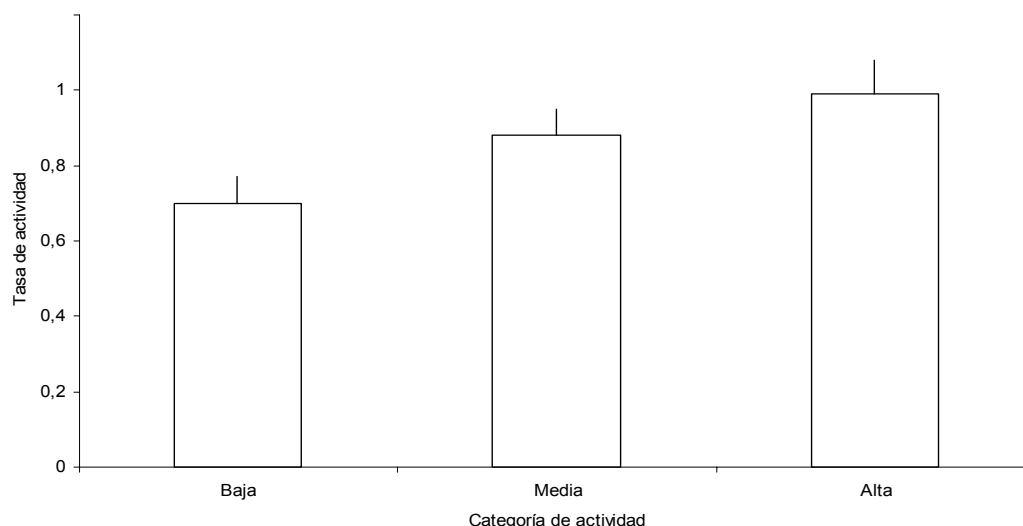


FIGURA 7.42: Valores medios y desviaciones típicas de la tasa de actividad de las categorías utilizadas para la elaboración del modelo estadístico de actividad de *D. reticulatum* en la localidad de Abadín.

El mejor de los modelos obtenidos para esta localidad se elaboró sobre los 26 casos observados, con la función de vínculo logit, y con el factor mes y las covariables nº de días de precipitación en los 7 últimos días (7DM Lluvia) y media de las temperaturas mínimas de los últimos 7 días (7DM T^amín) como variables de predicción. La TABLA 7.23 muestra los valores de la estimación de cada uno de los parámetros del modelo, así como su significación e intervalo de confianza al 95%, y la TABLA 7.24 muestra el valor y significación de diversos estadísticos relacionados con el modelo.

La FIGURA 7.43 representa la tasa de actividad de *D. reticulatum* a lo largo del período de estudio en la parcela de Abadín, y en ella se indican los casos en los que el modelo pronostica una categoría de actividad diferente a la observada. En la categoría de actividad media, el modelo pronostica correctamente 12 de los 14 casos observados (85.7% de acierto), mientras que para los otros 2 casos los pronostica como de actividad baja. En la categoría baja el modelo pronostica correctamente 4 de los 6 casos observados (66.7% de acierto), y pronostica los otros 2 casos como de actividad media. En la categoría alta el modelo pronostica correctamente los 6 casos observados. El modelo pronostica correctamente la categoría de actividad de *D. reticulatum* en 22 casos de 26, es decir, en un 84.6% de los casos. Las distribuciones de las categorías de actividad observadas y pronosticadas mostraron una relación altamente significativa ($\chi^2=33.134$, gl=4, significación de Monte Carlo $p<0.001$; TABLA 7.25).



							Intervalo de confianza al 95%	
	Variables	Estimación	Error típico	Estadístico de Wald	Grados de libertad	Significación (p)	Límite inferior	Límite superior
Umbral	[ACTIV = 1]	-7.986	4.660	2.937	1	0.087	-17.119	1.148
	[ACTIV= 2]	-1.740	4.199	0.172	1	0.679	-9.971	6.490
Ubicación	7DM Lluvia	-2.001	0.799	6.273	1	0.012	-3.567	-0.435
	7DM Tª mín	0.969	0.462	4.401	1	0.036	0.064	1.875
	[Mes=1]	-0.749	3.911	0.037	1	0.848	-8.415	6.917
	[Mes=2]	-6.259	5.745	1.187	1	0.276	-17.518	5.001
	[Mes=3]	0.993	4.231	0.055	1	0.814	-7.299	9.286
	[Mes=4]	-4.127	4.394	0.882	1	0.348	-12.739	4.486
	[Mes=5]	-10.181	6.595	2.384	1	0.123	-23.106	2.744
	[Mes=6]	-15.437	6.919	4.978	1	0.026	-28.998	-1.876
	[Mes=7]	-8.808	5.641	2.438	1	0.118	-19.863	2.248
	[Mes=8]	-12.308	6.578	3.501	1	0.061	-25.200	0.584
	[Mes=9]	-11.599	6.134	3.575	1	0.059	-23.622	0.425
	[Mes=10]	20.201	0.000		1		20.201	20.201
[Mes=11]	-14.446	7.448	3.763	1	0.052	-29.043	0.151	
	[Mes=12]	0			0			

TABLA 7.23: Estimación de los parámetros del modelo de predicción de actividad de *D. reticulatum* en la parcela de Abadín, obtenido con el procedimiento de regresión ordinal.

ACTIV=1: categoría de actividad baja

ACTIV=2: categoría de actividad media

7 DM Lluvia= nº de días de precipitación en los 7 últimos días

7DM Tª mín: media de las temps. mínimas de los 7 últimos días (°C)

Mes: mes del año (1=enero, 2=febrero..., 12=diciembre)

	-2 log de la verosimilitud	Valor	Grados de libertad	Significación (p)
Ajuste del modelo ⁽¹⁾				
Sólo intersección	52.525			
Final	21.359	$\chi^2 = 31.166$	13	0.003
Bondad de ajuste ⁽²⁾				
Pearson		$\chi^2 = 28.176$	37	0.851
Desviación		$\chi^2 = 21.359$	37	0.981
Coeficiente R ² de Cox y Snell ⁽³⁾				
		0.698		
Coeficiente R ² de Nagelkerke ⁽³⁾				
		0.805		
Coeficiente R ² de McFadden ⁽³⁾				
		0.593		
Prueba de líneas paralelas ⁽⁴⁾				
Hipótesis nula	21.359			
General	2.685	$\chi^2 = 18.675$	13	0.134

TABLA 7.24: Valor y significación de diversos estadísticos relacionados con el modelo estadístico de actividad de *D. reticulatum* en la parcela de Abadín.

- (1) Contrasta la hipótesis nula H_0 de que no existe un modelo de regresión ordinal para las variables incluidas en el mismo.
- (2) Contrasta la hipótesis nula H_0 de que el modelo es adecuado (no existen diferencias significativas entre lo observado y lo pronosticado por el modelo).
- (3) Coeficientes que estiman la proporción de varianza de la variable dependiente que es explicada por el modelo.
- (4) Contrasta la hipótesis nula H_0 de que los parámetros de ubicación de las variables independientes son iguales para todas las categorías de la variable dependiente.

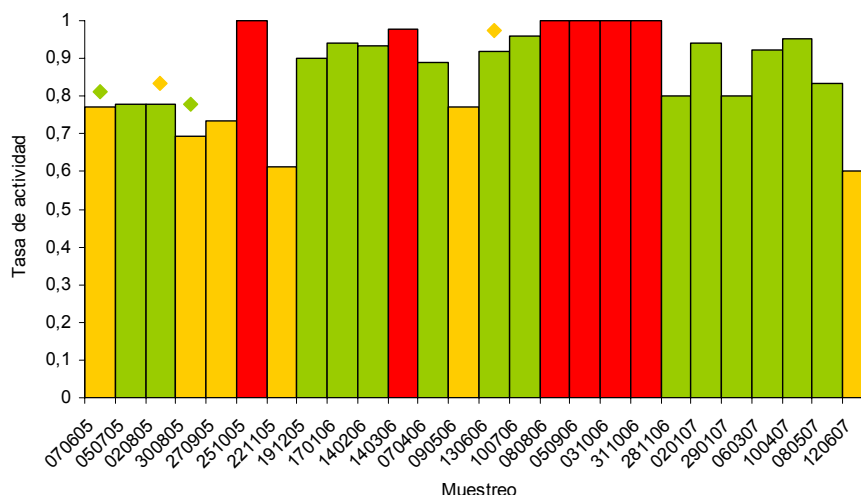


FIGURA 7.43: Tasa de actividad (TA) de *D. reticulatum* a lo largo del período de estudio, en la parcela de Abadín. Las barras indican la tasa de actividad observada, según el siguiente código de colores: TA baja ■, TA media ■, TA alta ■. Las barras marcadas con un rombo en su parte superior son aquellas para las que el modelo pronostica una categoría de actividad diferente a la observada, la cual está indicada por el color del rombo.

		Número de casos pronosticados			Total	% de acierto
Categorías de actividad		Baja	Media	Alta		
Número de casos observados	Baja	4	2	0	6	66.7%
	Media	2	12	0	14	85.7%
	Alta	0	0	6	6	100%
	Total	6	14	6	26	84.6%

TABLA 7.25: Tabla de contingencia del número de casos observados para cada categoría de actividad de *D. reticulatum* en Abadín, frente a los pronosticados por el modelo.

Individualmente, ninguna de las variables de predicción incluidas en el modelo tuvo un efecto significativo sobre las categorías de actividad ni sobre la TA observada. Así, las tres categorías de actividad fueron similares con respecto al nº de días de precipitación y a la media de las temperaturas mínimas de los últimos 7 días (prueba de Kruskal-Wallis: nº de días de precipitación en los 7 últimos días, $\chi^2=0.622$, gl=2, significación de Monte Carlo $p>0.05$, FIGURA 7.44; media de las temperaturas mínimas de los últimos 7 días, $\chi^2=5.173$, gl=2, significación de Monte Carlo $p>0.05$, FIGURA 7.46), y la tasa de actividad no estuvo correlacionada con ninguna de las dos covariables (nº de días de precipitación en los 7 últimos días, rho de Spearman 0.152, $n=26$, $p>0.05$, FIGURA 7.45; media de las temperaturas mínimas de los últimos 7 días, rho de Spearman= 0.150, $n=26$, $p>0.05$, FIGURA 7.47).



Con respecto al factor mes, tampoco existió un efecto significativo del mismo sobre la categoría de actividad observada (tablas de contingencia: $\chi^2=27.238$, $gl=22$, significación de Monte Carlo $p>0.05$) ni sobre la tasa de actividad (prueba de Kruskal-Wallis: $\chi^2=12.257$, $gl=11$, significación de Monte Carlo $p>0.05$; FIGURA 7.48).

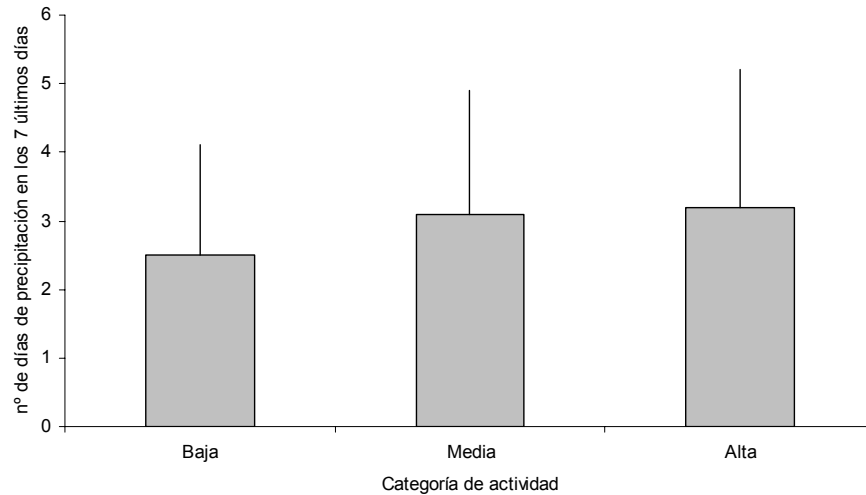


FIGURA 7.44: Valores medios y desviaciones típicas del nº de días de precipitación de los 7 últimos días para cada una de las categorías de actividad de *D. reticulatum* en Abadín.

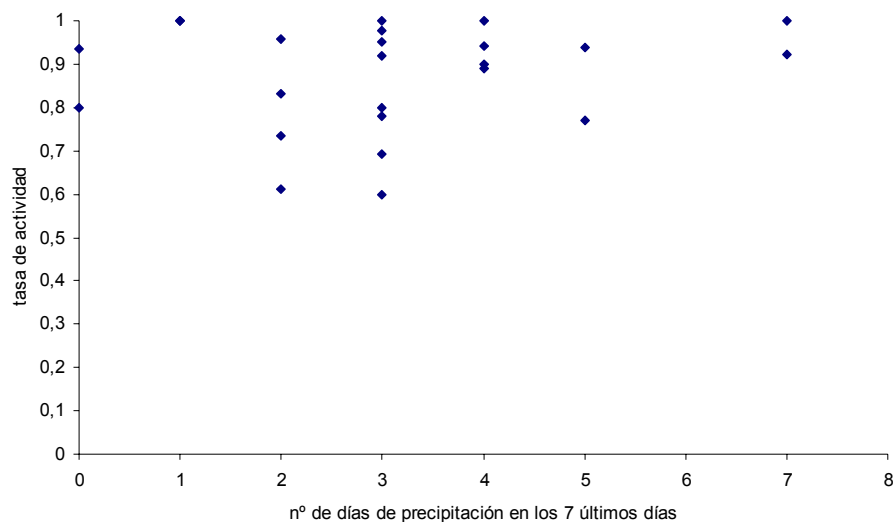


FIGURA 7.45: Diagrama de dispersión de la tasa de actividad de *D. reticulatum* en Abadín en función del nº de días de precipitación de los 7 últimos días.

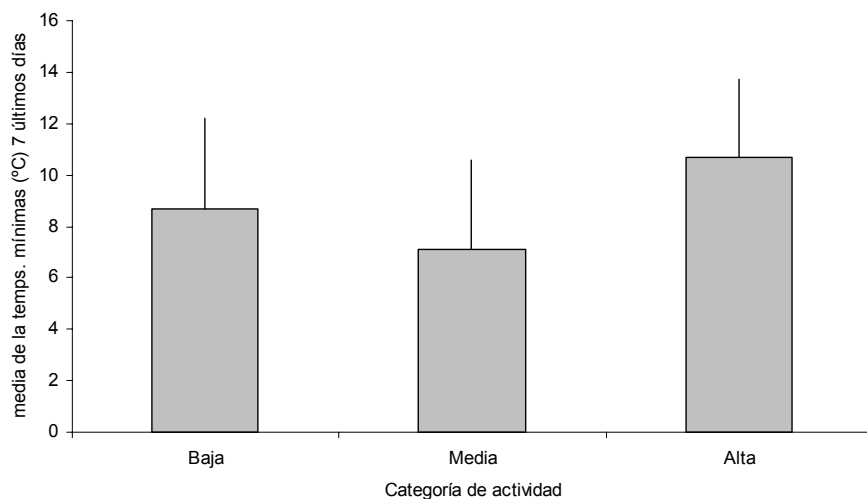


FIGURA 7.46: Valores medios y desviaciones típicas de la media de las temperaturas mínimas (°C) de los 7 últimos días para cada una de las categorías de actividad de *D. reticulatum* en Abadín.

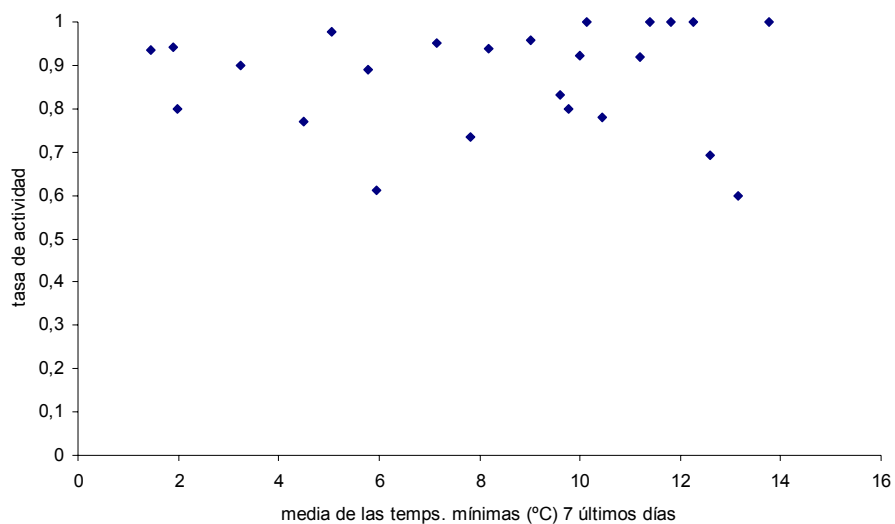


FIGURA 7.47: Diagrama de dispersión de la tasa de actividad de *D. reticulatum* en Abadín en función de la media de las temperaturas mínimas (°C) de los 7 últimos días.

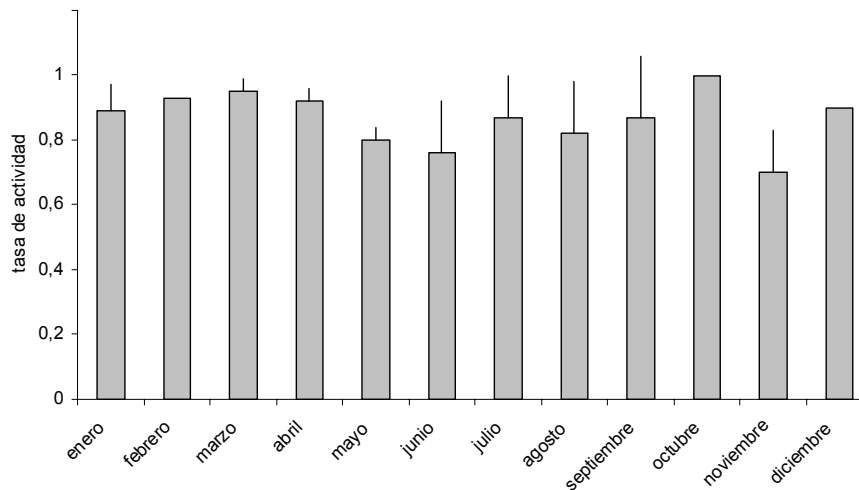


FIGURA 7.48: Valores medios y desviaciones típicas de la tasa de actividad de *D. reticulatum* en Abadín en función del factor mes.

▪ Localidad de Cambados

Para la elaboración del modelo de actividad de *D. reticulatum* en la localidad de Cambados se establecieron las tres categorías de actividad que se muestran en la TABLA 7.26, y se establecieron en función de los percentiles 25 ($P_{25}=0.738$) y 75 ($P_{75}=1.000$) de la distribución de frecuencias de la tasa de actividad observada. Según la prueba de Tukey para $p<0.05$, las tres categorías resultaron significativamente diferentes entre sí (análisis de varianza sobre los datos transformados en angularmente: $F=109.440$, $gl=2, 22$, $p<0.001$; FIGURA 7.49).

Categoría de actividad	Tasa de actividad (TA)	rango observado	nº de casos
Baja (1)	$TA \leq 0.738$	0.587-0.738	6
Media (2)	$0.738 < TA < 1$	0.740-0.981	10
Alta (3)	$TA = 1.000$	1.000	9

TABLA 7.26: Categorías utilizadas para la elaboración del modelo estadístico de actividad de *D. reticulatum* en la localidad de Cambados.

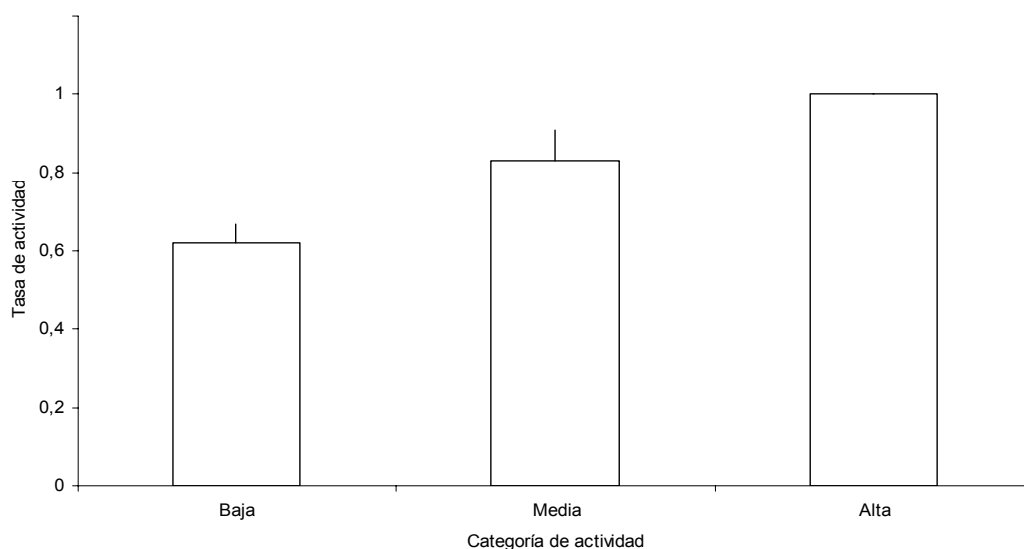


FIGURA 7.49: Valores medios y desviaciones típicas de la tasa de actividad de las categorías utilizadas para la elaboración del modelo estadístico de actividad de *D. reticulatum* en la localidad de Cambados.

El mejor de los modelos obtenidos para esta localidad se elaboró sobre 25 casos, utilizando la función de vínculo log-log complementaria, y con el factor mes y las covariables 7DM presión (presión barométrica media de los 7 últimos días) y 7DM T^a media (temperatura media de los 7 últimos días) como variables de predicción. La TABLA 7.27 muestra los valores de la estimación de cada uno de los parámetros del modelo, así como su significación e intervalo de confianza al 95%, y la TABLA 7.28 muestra el valor y significación de diversos estadísticos relacionados con el modelo.

La FIGURA 7.50 representa la tasa de actividad de *D. reticulatum* a lo largo del período de estudio en la parcela de Cambados, y en ella se indican los casos en los que el modelo pronostica una categoría de actividad diferente a la observada. En la categoría de actividad media, el modelo pronostica correctamente 8 de los 10 casos observados (80% de acierto), mientras que para los otros 2 casos pronostica uno como de actividad baja y otro como de actividad alta. En la categoría de actividad baja el modelo pronostica correctamente 5 de los 6 casos observados (83.3% de acierto), y pronostica el otro caso como de actividad media. En la categoría de actividad alta el modelo pronostica correctamente los 9 casos observados. Globalmente, el modelo pronostica correctamente la categoría de actividad de *D. reticulatum* en 22 casos de 25, es decir, en un 88% de los casos. La comparación de las distribuciones de las categorías de actividad observadas y pronosticadas por el modelo mediante tablas de contingencia y la prueba χ^2 demostró la existencia de una relación significativa entre ambas ($\chi^2=33.769$, $gl=4$, significación de Monte Carlo $p<0.001$; TABLA 7.29).



	Variables	Estimación	Error típico	Estadístico de Wald	Grados de libertad	Significación (p)	Intervalo de confianza al 95%	
							Límite inferior	Límite superior
Umbral	[ACTIV = 1]	-218.756	112.112	3.807	1	0.051	-438.491	0.979
	[ACTIV= 2]	-215.724	111.750	3.727	1	0.054	-434.750	3.301
Ubicación	7DM Presión	-0.225	0.113	3.981	1	0.046	-0.447	-0.004
	7DM T ^a med	1.176	0.462	6.474	1	0.011	0.770	2.083
	[Mes=1]	1.056	1.445	0.534	1	0.465	-1.776	3.889
	[Mes=2]	-3.583	2.004	3.197	1	0.074	-7.510	0.344
	[Mes=3]	-4.879	2.591	3.545	1	0.060	-9.959	0.200
	[Mes=4]	-3.784	2.602	2.114	1	0.146	-8.884	1.317
	[Mes=5]	-5.050	3.050	2.742	1	0.098	-11.027	0.927
	[Mes=6]	-9.256	4.540	4.158	1	0.041	-18.154	-0.359
	[Mes=7]	-8.766	7.164	1.497	1	0.221	-22.807	5.276
	[Mes=8]	-13.464	5.745	5.943	1	0.019	-24.723	-2.204
	[Mes=9]	-8.001	4.060	3.884	1	0.049	-15.958	-0.044
	[Mes=10]	-6.333	3.516	3.245	1	0.072	-13.225	0.558
	[Mes=11]	-7.164	3.774	3.603	1	0.058	-14.562	0.233
	[Mes=12]	0			0			

TABLA 7.27: Estimación de los parámetros del modelo de predicción de actividad de *D. reticulatum* en la parcela de Cambados, obtenido con el procedimiento de regresión ordinal.

ACTIV=1: categoría de actividad baja

ACTIV=2: categoría de actividad media

7 DM Presión= presión barométrica media (hPa) los 7 últimos días

7DM T^amed: temperatura media de los 7 últimos días (°C)

Mes: mes del año (1=enero, 2=febrero..., 12=diciembre)

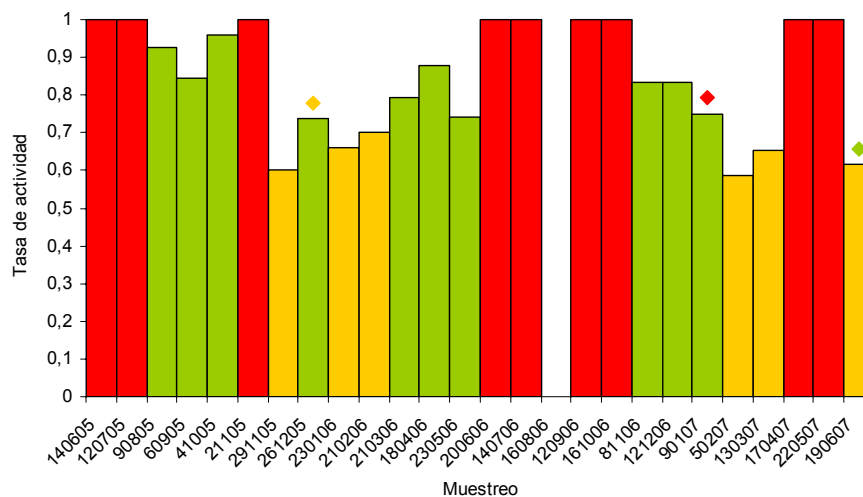


FIGURA 7.50: Tasa de actividad (TA) de *D. reticulatum* a lo largo del período de estudio, en la parcela de Cambados. Las barras indican la tasa de actividad observada, según el siguiente código de colores: TA baja (■), TA media (■), TA alta (■). Las barras marcadas con un rombo en su parte superior son aquellas para las que el modelo pronostica una categoría de actividad diferente a la observada, la cual está indicada por el color del rombo.



	-2 log de la verosimilitud	Valor	Grados de libertad	Significación (p)
Ajuste del modelo ⁽¹⁾				
Sólo intersección	53.841			
Final	0.000	$\chi^2 = 53.841$	13	0.000
Bondad de ajuste ⁽²⁾				
Pearson		$\chi^2 = 28.521$	35	0.772
Desviación		$\chi^2 = 23.014$	35	0.840
Coeficiente R ² de Cox y Snell ⁽³⁾		0.884		
Coeficiente R ² de Nagelkerke ⁽³⁾		1.000		
Coeficiente R ² de McFadden ⁽³⁾		1.000		
Prueba de líneas paralelas ⁽⁴⁾				
Hipótesis nula	0.000			
General	0.000	$\chi^2 = 0.000$	13	1.000

TABLA 7.28: Valor y significación de diversos estadísticos relacionados con el modelo estadístico de actividad de *D. reticulatum* en la parcela de Cambados.

- (1) Contrasta la hipótesis nula H_0 de que no existe un modelo de regresión ordinal para las variables incluidas en el mismo.
- (2) Contrasta la hipótesis nula H_0 de que el modelo es adecuado (no existen diferencias significativas entre lo observado y lo pronosticado por el modelo).
- (3) Coeficientes que estiman la proporción de varianza de la variable dependiente que es explicada por el modelo.
- (4) Contrasta la hipótesis nula H_0 de que los parámetros de ubicación de las variables independientes son iguales para todas las categorías de la variable dependiente.

		Número de casos pronosticados				
	Categorías de actividad	Baja	Media	Alta	Total	% de acierto
Número de casos observados	Baja	5	1	0	6	83.3%
	Media	1	8	1	10	80%
	Alta	0	0	9	9	100%
	Total	6	9	10	25	88%

TABLA 7.29: Tabla de contingencia del número de casos observados para cada categoría de actividad de *D. reticulatum* en Cambados, frente a los pronosticados por el modelo.

Al analizar individualmente el efecto de las variables incluidas en el modelo, sólo la temperatura media de los 7 últimos días tuvo un efecto significativo sobre las categorías de actividad (prueba de Kruskal-Wallis, $\chi^2=9.790$, gl=2, significación de Monte Carlo $p<0.05$, FIGURA 7.51) y la TA observada (rho de Spearman= 0.724, n= 25, $p<0.001$, FIGURA 7.52). Sin embargo, las tres categorías de actividad fueron similares con respecto a la presión barométrica media de los últimos 7 días (prueba de Kruskal-Wallis, $\chi^2=3.536$, gl=2, significación de Monte Carlo $p>0.05$, FIGURA 7.53) y tampoco existió correlación entre esta variable y la tasa de actividad (rho de Spearman= -0.270, n= 25, $p>0.05$, FIGURA 7.54). Con respecto al factor mes, tampoco existió un efecto significativo del mismo sobre la categoría de actividad



observada (tablas de contingencia: $\chi^2=21.065$, $gl=22$, significación de Monte Carlo $p>0.05$) ni sobre la tasa de actividad (prueba de Kruskal-Wallis: $\chi^2=14.353$, $gl=11$, significación de Monte Carlo $p>0.05$; FIGURA 7.55).

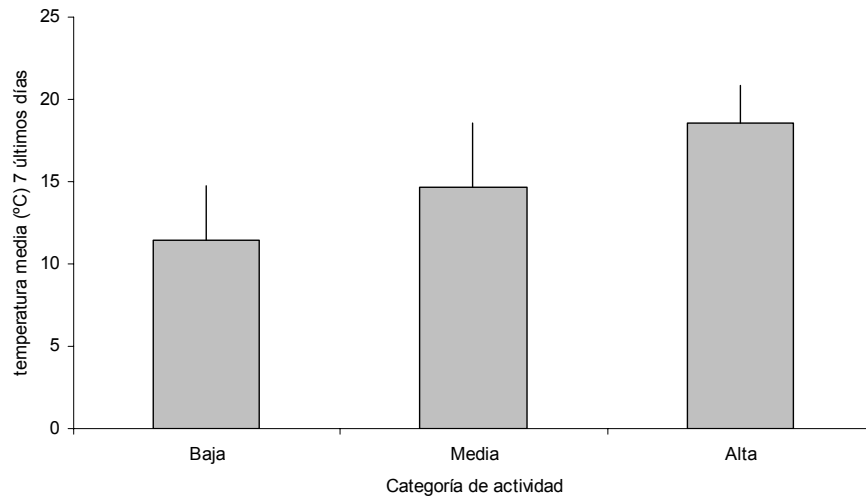


FIGURA 7.51: Valores medios y desviaciones típicas de la temperatura media (°C) de los 7 últimos días para cada una de las categorías de actividad de *D. reticulatum* en Cambados.

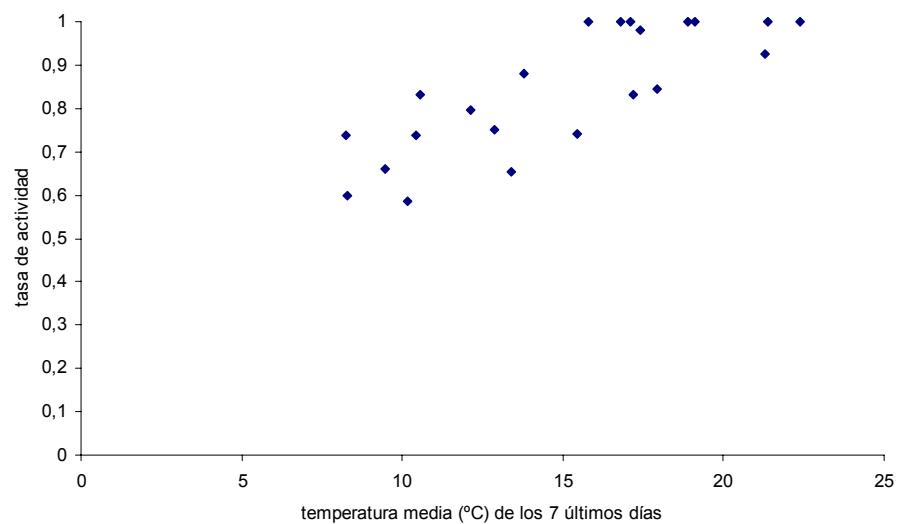


FIGURA 7.52: Diagrama de dispersión de la tasa de actividad de *D. reticulatum* en Cambados en función de la temperatura media (°C) de los 7 últimos días.

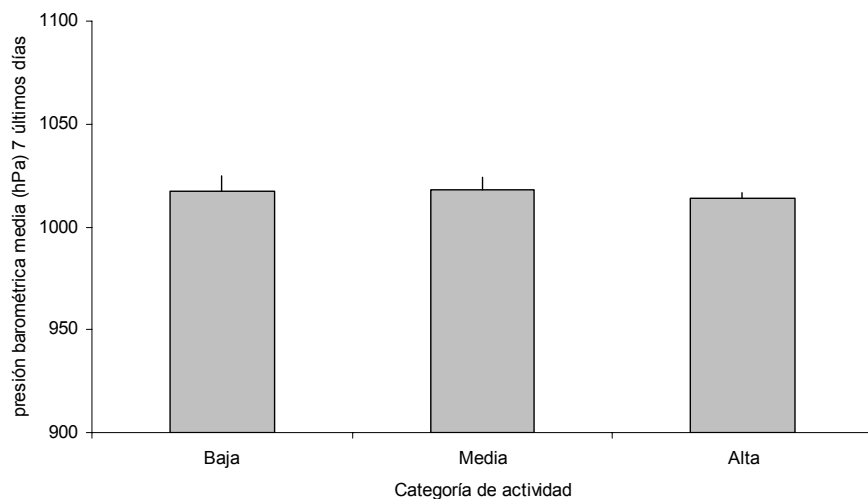


FIGURA 7.53: Valores medios y desviaciones típicas de la presión barométrica media (hPa) de los 7 últimos días para cada una de las categorías de actividad de *D. reticulatum* en Cambados.

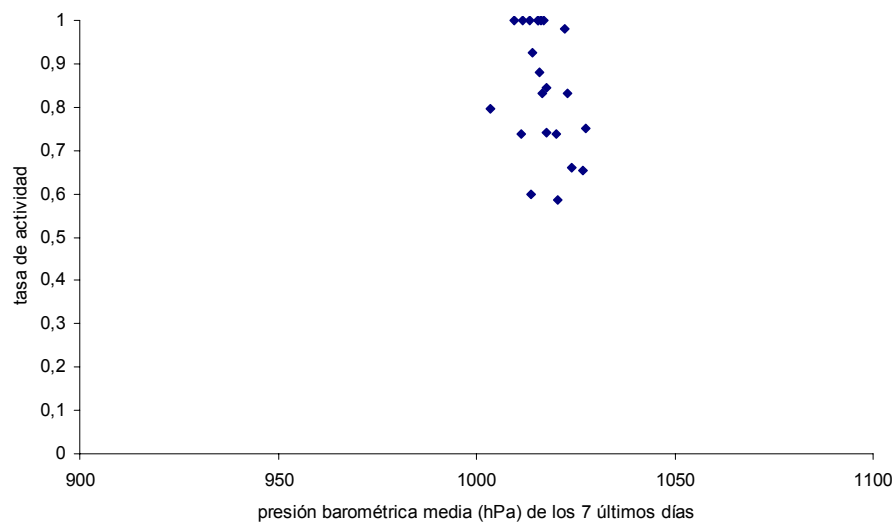


FIGURA 7.54: Diagrama de dispersión de la tasa de actividad de *D. reticulatum* en Cambados en función de la presión barométrica media (hPa) de los 7 últimos días.

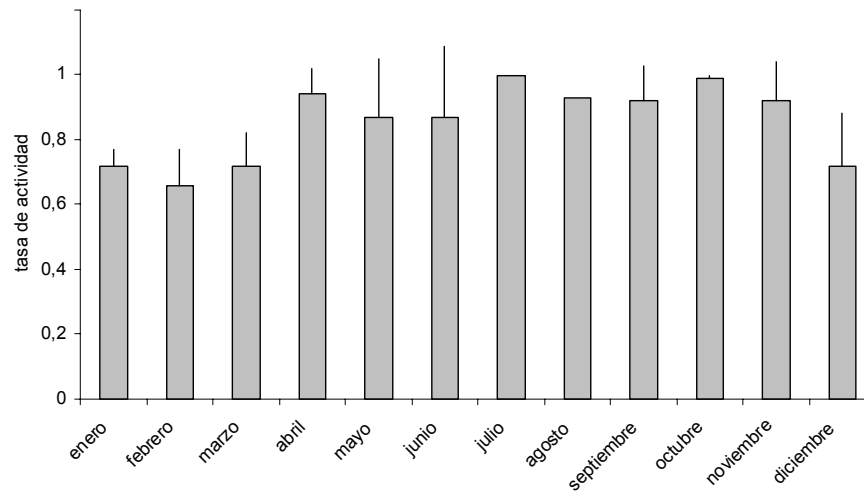


FIGURA 7.55: Valores medios y desviaciones típicas de la tasa de actividad de *D. reticulatum* en Cambados en función del factor mes.

▪ Localidad de Santa Comba

Las tres categorías que se establecieron para la elaboración del modelo de actividad de *D. reticulatum* en la localidad de Santa Comba se muestran en la TABLA 7.30, y se establecieron en función de los percentiles 25 ($P_{25}=0.889$) y 75 ($P_{75}=0.976$) de la distribución de frecuencias de la tasa de actividad observada. Según la prueba de Tukey para $p<0.05$, las tres categorías resultaron significativamente diferentes entre sí (análisis de varianza sobre los datos transformados en angularmente: $F=86.120$, $gl=2, 23$, $p<0.001$; FIGURA 7.56).

Categoría de actividad	Tasa de actividad (TA)	rango observado	nº de casos
Baja (1)	$TA \leq 0.889$	0.741-0.855	6
Media (2)	$0.889 < TA \leq 0.976$	0.900-0.975	14
Alta (3)	$0.976 < TA$	0.980-1.000	6

TABLA 7.30: Categorías utilizadas para la elaboración del modelo estadístico de actividad de *D. reticulatum* en la localidad de Santa Comba.

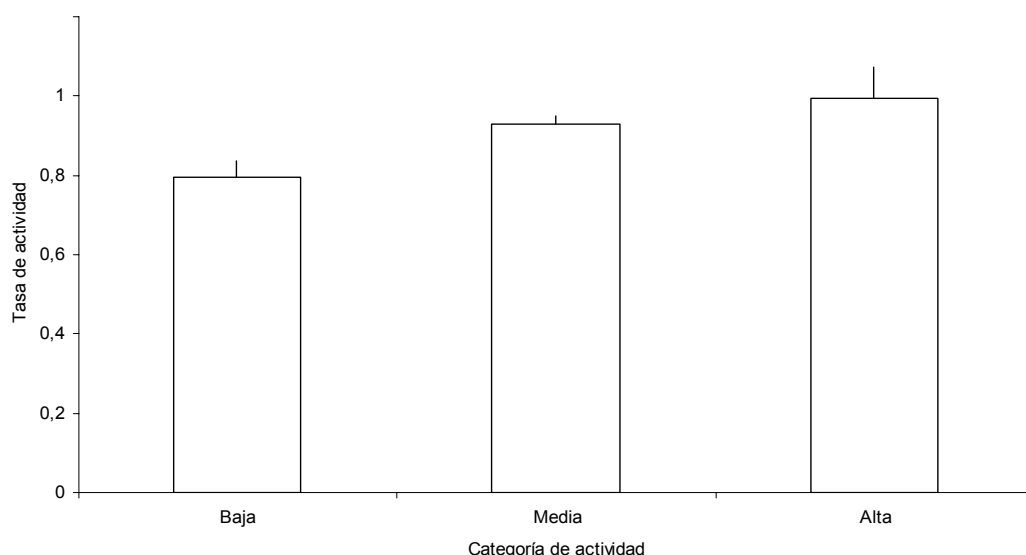


FIGURA 7.56: Valores medios y desviaciones típicas de la tasa de actividad de las categorías utilizadas para la elaboración del modelo estadístico de actividad de *D. reticulatum* en la localidad de Santa Comba.

Para la parcela de Santa Comba, el mejor de los modelos obtenidos se elaboró sobre los 26 casos observados, con la función de vínculo probit, con el factor mes y con tres covariables: nº de días de precipitación en los 7 últimos días (7DM Lluvia), media de las temperaturas mínimas de los últimos 7 días (7DM T^amín), y media de los porcentajes mínimos de humedad relativa de los últimos 7 días (7DM % min HR). La TABLA 7.31 muestra los valores de la estimación de cada uno de los parámetros del modelo, así como su significación e intervalo de confianza al 95%, y la TABLA 7.32 muestra el valor y significación de diversos estadísticos relacionados con el modelo.

La FIGURA 7.57 representa la tasa de actividad de *D. reticulatum* a lo largo del período de estudio en la parcela de Santa Comba, y en ella se indican los casos en los que el modelo pronostica una categoría de actividad diferente a la observada. En la categoría de actividad media, el modelo pronostica correctamente 13 de los 14 casos observados (92.8% de acierto), y pronostica el otro caso como de actividad baja. En la categoría de actividad baja el modelo pronostica correctamente 5 de los 6 casos observados (83.3% de acierto), y pronostica el caso restante como de actividad media. En la categoría de actividad alta el modelo pronostica correctamente los 6 casos observados. En conjunto, el modelo pronostica correctamente la categoría de actividad en 24 casos de 26, es decir, en un 92.3% de los casos. La comparación de las distribuciones de las categorías de actividad observadas y pronosticadas por el modelo mediante tablas de contingencia y la prueba χ^2 demostró la existencia de una relación significativa entre ambas ($\chi^2=41.093$, gl=4, significación de Monte Carlo $p<0.001$; TABLA 7.33).



	Variables	Estimación	Error típico	Estadístico de Wald	Grados de libertad	Significación (p)	Intervalo de confianza al 95%	
							Límite inferior	Límite superior
Umbral	[ACTIV = 1]	1.454	3.559	0.167	1	0.683	-5.523	8.430
	[ACTIV= 2]	10.980	5.079	4.674	1	0.031	1.026	20.934
Ubicación	7DM Lluvia	1.152	0.452	6.512	1	0.011	0.267	2.038
	7DM T ^a mín	-1.358	0.606	5.019	1	0.025	-2.547	-0.170
	7DM % mín HR	0.152	0.067	5.195		0.023	0.021	0.282
	[Mes=1]	-1.329	2.292	0.336	1	0.562	-5.821	3.164
	[Mes=2]	-3.827	2.617	2.139	1	0.144	-8.957	1.302
	[Mes=3]	-0.131	2.973	0.002	1	0.965	-5.957	5.696
	[Mes=4]	6.254	3.282	3.632	1	0.057	-0.177	12.686
	[Mes=5]	3.582	2.791	1.647	1	0.199	-1.888	9.052
	[Mes=6]	4.317	3.135	1.896	1	0.168	-1.828	10.462
	[Mes=7]	21.509	9.055	5.642	1	0.018	3.761	39.257
	[Mes=8]	13.468	6.536	4.246	1	0.039	0.658	26.277
	[Mes=9]	6.892	19.044	0.131	1	0.717	30.433	44.217
	[Mes=10]	4.540	3.255	1.946	1	0.163	-1.839	10.920
	[Mes=11]	0.596	3.052	0.038	1	0.845	-5.386	6.577
	[Mes=12]	0			0			

TABLA 7.31: Estimación de los parámetros del modelo de predicción de actividad de *D. reticulatum* en la parcela de Santa Comba, obtenido con el procedimiento de regresión ordinal.

ACTIV=1: categoría de actividad baja

ACTIV=2: categoría de actividad media

7 DM Lluvia= nº de días de precipitación en los 7 últimos días

7DM T^a mín: media de las temps. mínimas de los 7 últimos días (°C)

7DM % mín HR: medio de los %HR mínimos de los 7 últimos días

Mes: mes del año (1=enero, 2=febrero..., 12=diciembre)

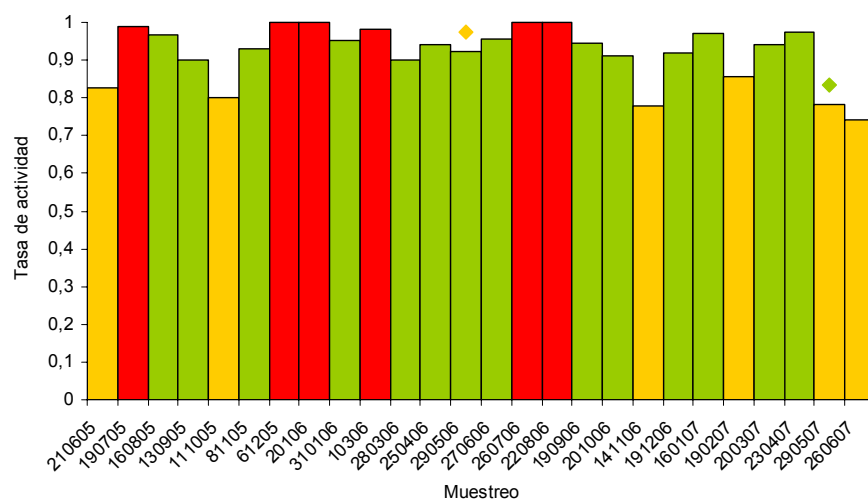


FIGURA 7.57: Tasa de actividad (TA) de *D. reticulatum* a lo largo del período de estudio, en la parcela de Santa Comba. Las barras indican la tasa de actividad observada, según el siguiente código de colores: TA baja (amarillo), TA media (verde), TA alta (rojo). Las barras marcadas con un rombo en su parte superior son aquellas para las que el modelo pronostica una categoría de actividad diferente a la observada, la cual está indicada por el color del rombo.



	-2 log de la verosimilitud	Valor	Grados de libertad	Significación (p)
Ajuste del modelo ⁽¹⁾				
Sólo intersección	52.525			
Final	0.000	$\chi^2 = 52.525$	14	0.000
Bondad de ajuste ⁽²⁾				
Pearson		$\chi^2 = 6.632$	36	1.000
Desviación		$\chi^2 = 9.623$	36	1.000
Coeficiente R^2 de Cox y Snell ⁽³⁾		0.867		
Coeficiente R^2 de Nagelkerke ⁽³⁾		1.000		
Coeficiente R^2 de McFadden ⁽³⁾		1.000		
Prueba de líneas paralelas ⁽⁴⁾				
Hipótesis nula	0.000			
General	0.000	$\chi^2 = 0.000$	14	1.000

TABLA 7.32: Valor y significación de diversos estadísticos relacionados con el modelo estadístico de actividad de *D. reticulatum* en la parcela de Santa Comba.

- (1) Contrasta la hipótesis nula H_0 de que no existe un modelo de regresión ordinal para las variables incluidas en el mismo.
- (2) Contrasta la hipótesis nula H_0 de que el modelo es adecuado (no existen diferencias significativas entre lo observado y lo pronosticado por el modelo).
- (3) Coeficientes que estiman la proporción de varianza de la variable dependiente que es explicada por el modelo.
- (4) Contrasta la hipótesis nula H_0 de que los parámetros de ubicación de las variables independientes son iguales para todas las categorías de la variable dependiente.

		Número de casos pronosticados					
		Categorías de actividad	Baja	Media	Alta	Total	% de acierto
Número de casos observados	Baja		5	1	0	6	83.3%
	Media		1	13	0	14	92.8%
	Alta		0	0	6	6	100%
	Total		6	14	6	26	92.3%

TABLA 7.33: Tabla de contingencia del número de casos observados para cada categoría de actividad de *D. reticulatum* en Santa Comba, frente a los pronosticados por el modelo.

Al considerar individualmente el efecto de las variables incluidas en el modelo sobre la categoría de actividad y sobre la TA observada, ninguna tuvo un efecto significativo. Así, no existieron diferencias significativas entre las categorías de actividad con respecto al nº de días de precipitación en los últimos 7 días (prueba de Kruskal-Wallis, $\chi^2=5.189$, gl=2, significación de Monte Carlo $p>0.05$, FIGURA 7.58), ni con respecto a la media de las temperaturas mínimas de los últimos 7 días (prueba de Kruskal-Wallis, $\chi^2=0.880$, gl=2, significación de Monte Carlo $p>0.05$, FIGURA 7.60), ni con respecto a la media de los %HR mínimos de los últimos 7 días (prueba de



Kruskal-Wallis, $\chi^2=0.307$, $gl=2$, significación de Monte Carlo $p>0.05$, FIGURA 7.62). La tasa de actividad observada no estuvo correlacionada con ninguna de las tres covariables (nº de días de precipitación en los 7 últimos días, rho de Spearman= 0.384, $n= 26$, $p>0.05$, FIGURA 7.59; media de las temperaturas mínimas de los últimos 7 días, rho de Spearman= -0.077, $n= 26$, $p>0.05$, FIGURA 7.61; media de los %HR mínimos de los últimos 7 días, rho de Spearman= 0.018, $n= 26$, $p>0.05$, FIGURA 7.63).

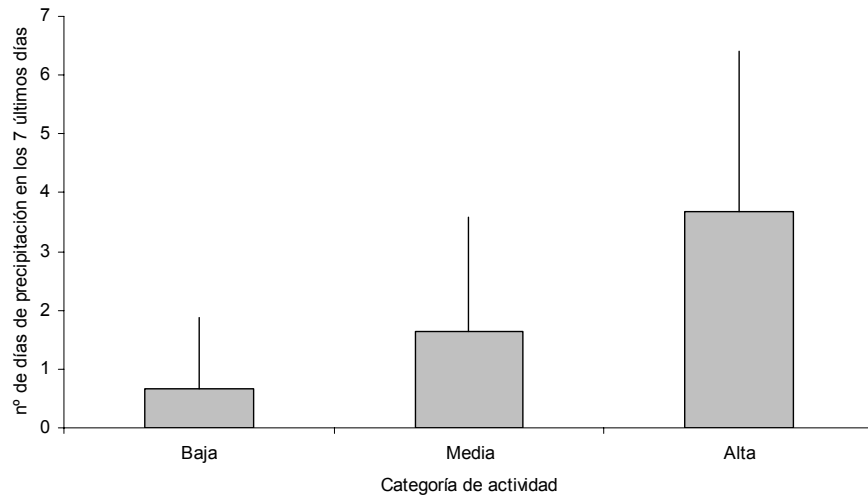


FIGURA 7.58: Valores medios y desviaciones típicas del nº de días de precipitación de los 7 últimos días para cada una de las categorías de actividad de *D. reticulatum* en Santa Comba.

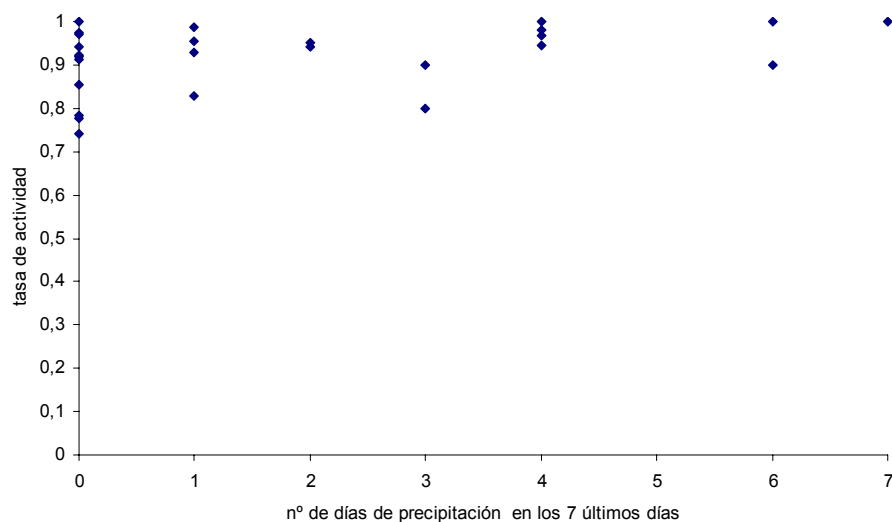


FIGURA 7.59: Diagrama de dispersión de la tasa de actividad de *D. reticulatum* en Santa Comba en función del nº de días de precipitación de los 7 últimos días.

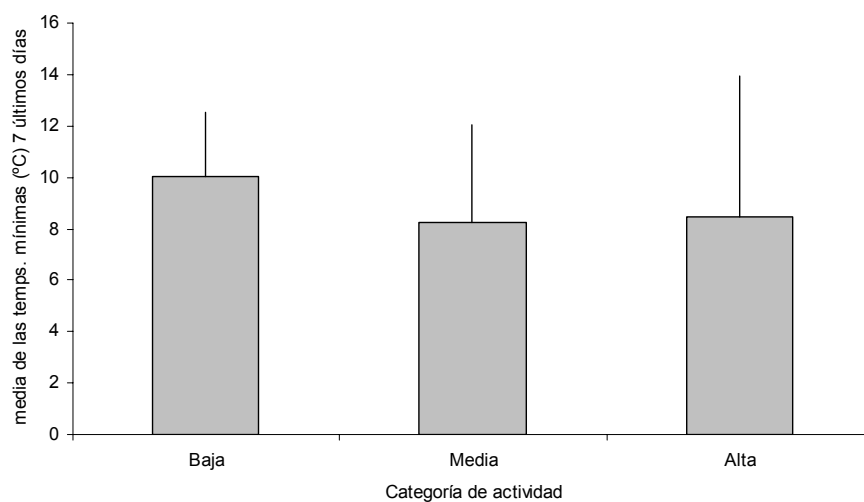


FIGURA 7.60: Valores medios y desviaciones típicas de la media de las temperaturas mínimas (°C) de los 7 últimos días para cada una de las categorías de actividad de *D. reticulatum* en Santa Comba.

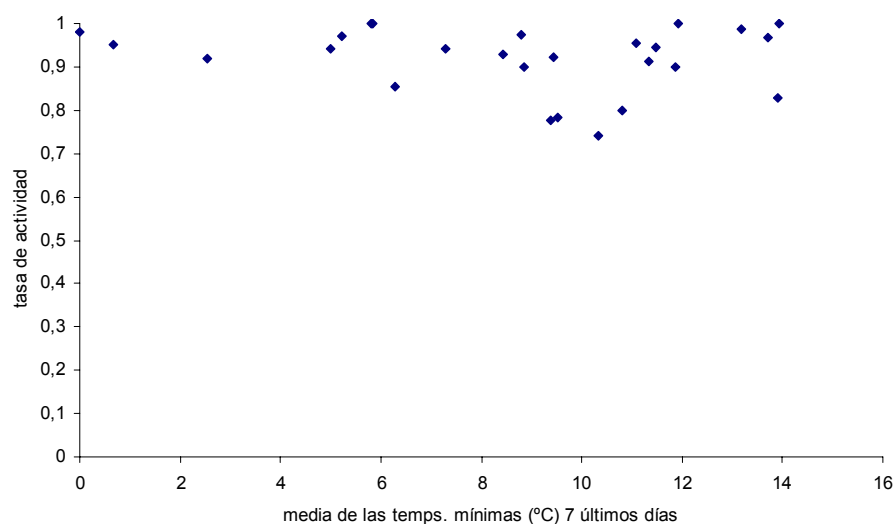


FIGURA 7.61: Diagrama de dispersión de la tasa de actividad de *D. reticulatum* en Santa Comba en función de la media de las temperaturas mínimas (°C) de los 7 últimos días.

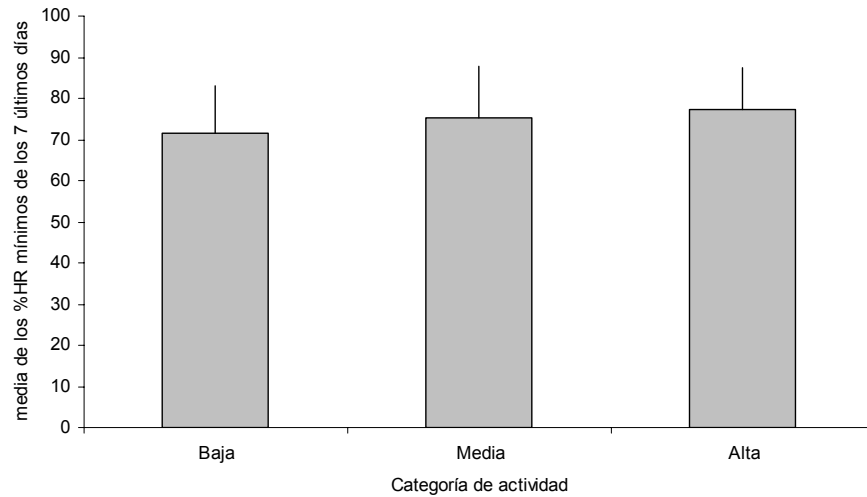


FIGURA 7.62: Valores medios y desviaciones típicas de la media de los %HR mínimos de los 7 últimos días para cada una de las categorías de actividad de *D. reticulatum* en Santa Comba.

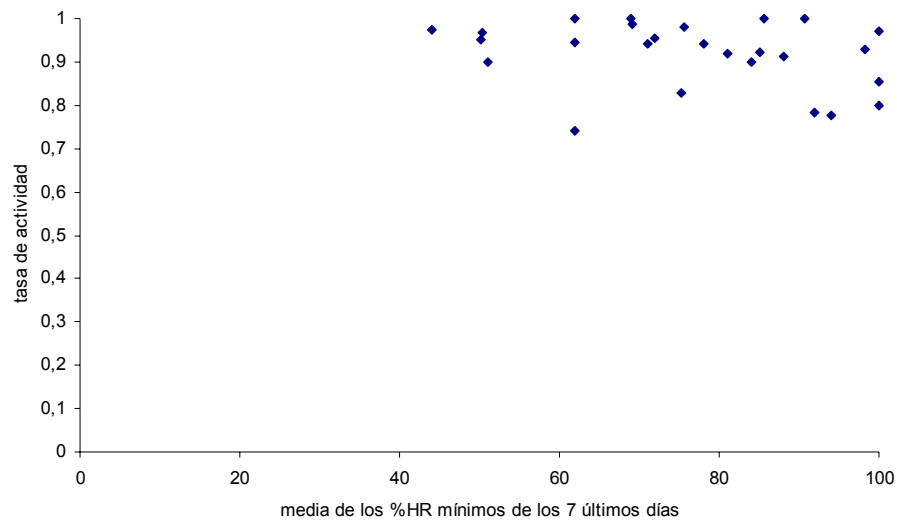


FIGURA 7.63: Diagrama de dispersión de la tasa de actividad de *D. reticulatum* en Santa Comba en función de la media de los %HR mínimos de los 7 últimos días.



En cuanto al factor mes, tampoco existió un efecto significativo del mismo sobre la categoría de actividad observada (tablas de contingencia: $\chi^2=23.937$, $gl=22$, significación de Monte Carlo $p>0.05$) ni sobre la tasa de actividad (prueba de Kruskal-Wallis: $\chi^2=14.936$, $gl=11$, significación de Monte Carlo $p>0.05$; FIGURA 7.64).

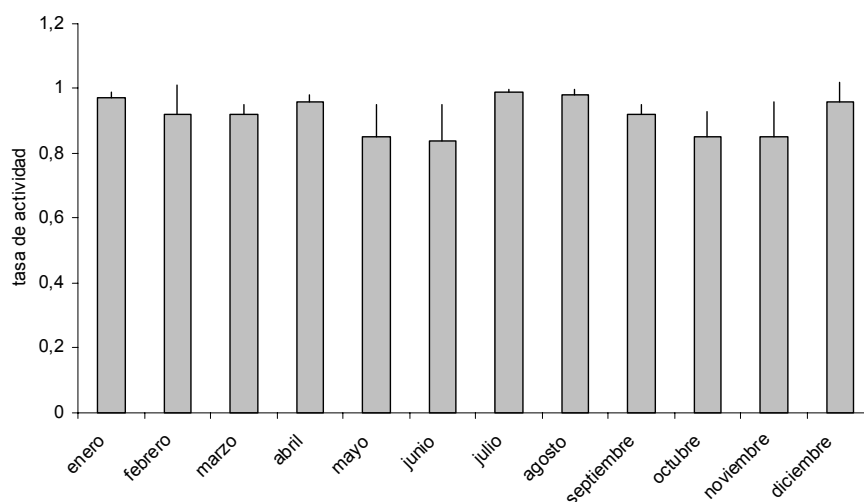


FIGURA 7.64: Valores medios y desviaciones típicas de la tasa de actividad de *D. reticulatum* en Santa Comba en función del factor mes.



7.3.3.- Ejemplo de aplicación de los modelos obtenidos

Como ejemplo de aplicación de los modelos estadísticos obtenidos, para la realización de pronósticos sobre el nivel de abundancia de gasterópodos o de actividad de *D. reticulatum*, tomaremos el modelo de actividad de *D. reticulatum* en la localidad de Santa Comba, que viene dado por la expresión,

$$\begin{aligned} \eta_{ij}^{-1} = & \theta_j - [(1.152 \times 7\text{DM Lluvia}) + \\ & + (-1.358 \times 7\text{DM } T^a \text{ mín}) + \\ & + (0.152 \times 7\text{DM } \% \text{ HR mín}) + \\ & + 21.509 \text{ (si Mes=7)} + \\ & + 13.468 \text{ (si Mes=8)}] \end{aligned}$$

donde,

η_{ij}^{-1} = función de vínculo probit

η_{ij} = probabilidad acumulada para las categorías de actividad

7DM Lluvia= nº de días de precipitación en los 7 últimos días

7DM T^a mín= media de las temperaturas mínimas de los 7 últimos días

7DM % HR mín= media de los % HR mínimos de los 7 últimos días

Mes= mes del año (1=enero, 2=febrero..., 12=diciembre)

Supongamos que se quisiera estimar la categoría de actividad más probable para esta zona de estudio en un día del mes de agosto (Mes=8), con los siguientes valores de las variables de predicción:

- 7DM Lluvia: 1
- 7DM T^a mín: 10.5 °C
- 7DM %HR mín: 81.7%

En primer lugar se calcula la probabilidad de que, en esas condiciones, se de una actividad baja (categoría de actividad=1),

$$\eta_{ij=1}^{-1} = (1.454) - [(1.152 \times 1) + (-1.358 \times 10.5) + (0.152 \times 81.7) + (13.468)] = -11.3254$$



Al despejar en la ecuación se obtiene que la probabilidad estimada para que en esas condiciones se de una actividad de tipo bajo, ($i_j=1$), es 4.9115^{-30} .

A continuación se calcula la probabilidad acumulada hasta la segunda categoría, es decir, la probabilidad de que en esas condiciones la actividad sea baja o media (categoría de actividad=1 ó 2):

$$^{-1} (i_j \leq 2) = (10.980) - [(1.152 \times 1) + (-1.358 \times 10.5) + (0.152 \times 81.7) + (13,468)] = -1.7994$$

Despejando de nuevo obtenemos que la probabilidad estimada para que en esas condiciones se de una actividad de tipo bajo o medio, ($i_j \leq 2$), es de 0.03597. Por lo tanto, la probabilidad estimada para la categoría de actividad media será este valor menos la probabilidad estimada para la categoría de actividad baja, es decir,

$$(i_j=2) = (i_j \leq 2) - (i_j=1) = 0.03597 \text{ (probabilidad de actividad media)}$$

Finalmente, como la suma de la probabilidad estimada para las tres categorías es igual a 1 (es decir, ($i_j \leq 3$)=1), entonces la probabilidad estimada para la categoría de actividad alta se obtiene restando a 1 la probabilidad estimada para las otras dos categorías, es decir,

$$(i_j=3) = 1 - (i_j \leq 2) = 0,96403 \text{ (probabilidad de actividad alta)}$$

En definitiva, para las condiciones de este ejemplo, el modelo pronostica que *D. reticulatum* presentaría un nivel de actividad alto, puesto que es la categoría de respuesta que presenta una mayor probabilidad estimada, con un 96.4%.



7.4.- Discusión y conclusiones

Desde el punto de vista aplicado, los modelos de predicción constituyen herramientas útiles para el manejo de las poblaciones en determinadas zonas (Cook, 2001). Desde el punto de vista biológico, el significado de un modelo viene dado por la existencia de una relación causal entre las variables independientes y la variable de respuesta, es decir, por las variables de predicción incluidas en el modelo y la justificación de su efecto sobre los animales (Rollo, 1982), de manera que los modelos proporcionan una visión integradora del efecto conjunto que tienen sobre los animales los numerosos factores, ambientales y endógenos, a los que están sometidos en la naturaleza (Cook, 2001).

Con la excepción de la presión barométrica, que es una de las variables de predicción incluida en los modelos de abundancia y de actividad de la parcela de Cambados, todas las restantes variables independientes incluidas en los modelos que se obtuvieron están relacionadas con la temperatura, la humedad, y la existencia de ritmos endógenos, factores cuya importancia en la regulación de la dinámica de poblaciones y de la actividad de los gasterópodos terrestres está ampliamente demostrada (Cook, 2001). Crawford-Sidebotham (1972) obtiene un modelo de predicción de actividad de *D. reticulatum* que explica el 71% de la variación observada de actividad en función de la temperatura y la humedad (expresada en forma de déficit de presión de vapor). Young *et al.* (1991) desarrollaron un modelo de predicción de actividad utilizando como variables independientes la temperatura del aire y la humedad del suelo. En el modelos de predicción de actividad de *D. reticulatum* desarrollado por Castillejo *et al.* (2004), las variables de predicción fueron la temperatura y humedad relativa del aire, la presencia o ausencia de lluvia, el mes del año y la densidad de población. En cuanto a modelos de abundancia, Shirley *et al.* (2001) utilizaron la temperatura del aire y la humedad del suelo, Choi *et al.* (2004, 2006) utilizaron la temperatura y la precipitación, y Willis *et al.* (2006) utilizaron las temperaturas máximas y mínimas, la precipitación y la radiación solar (nº de horas), para elaborar modelos de simulación de la dinámica de poblaciones de *D. reticulatum*.

El hecho de que la presión barométrica resultase ser una de las variables incluidas en los mejores modelos obtenidos para la predicción de abundancia de gasterópodos y de actividad de *D. reticulatum* en la localidad de Cambados puede



parecer sorprendente, pero existen referencias en la bibliografía acerca de un posible efecto de esta variable sobre los gasterópodos terrestres; por ejemplo, se ha señalado que tanto caracoles como babosas muestran una elevada actividad antes de las tormentas (Henderson, 1905; Moon, 1958; Rollo, 1991), lo que sugiere que podrían detectar cambios de presión. Según Rollo (1982), el hemocele que constituye su principal cavidad corporal podría ser el responsable de la percepción de la presión en los gasterópodos terrestres. Este autor no encontró una relación significativa entre la presión barométrica y la actividad de la babosa *L. maximus*, pero sí encontró una correlación significativa entre la presión y la actividad de *D. reticulatum*, y Ford (1986) (citado por Cook, 2001) encontró que la presión era una variable significativa en modelos de predicción de actividad de *Limacus pseudoflavus* (Evans, 1978). Por otro lado, la presión ha sido relacionada frecuentemente con la actividad de los insectos (Wellington, 1946; Flitters, 1963; Fournier, Pelletier, Vigneault, Goyette y Boivin, 2005). La única parcela en la que la presión barométrica resultó ser una variable de predicción significativa fue la de Cambados, situada a 25 m de altitud sobre el nivel del mar, frente a los aproximadamente 300 m de altitud de las parcelas de Monforte y de Santa Comba, y los 600 m de altitud de la parcela de Abadín; esto podría sugerir que la importancia de la presión barométrica como factor regulador de la actividad de los gasterópodos terrestres estaría relacionada con la altitud, ya que el rango de variación de la presión es mayor a altitudes menores, y los animales parecen responder sobre todo a cambios de presión (Rollo, 1991; Fournier *et al.*, 2005). Otra posibilidad es que la presión actúe en los modelos como sucedáneo de otras variables con las cuales guarde una estrecha relación (Cook, 2001).

Dos aspectos relevantes que se ponen de manifiesto con los modelos de abundancia y actividad obtenidos en el presente trabajo son, 1) que las variables independientes que mejor explican las variaciones observadas de abundancia de gasterópodos y de actividad de *D. reticulatum*, son diferentes en las distintas parcelas estudiadas, y 2) que los valores medios, o acumulados durante un cierto nº de días, de las variables ambientales, explican mejor las variaciones observadas en las variables dependientes, que los valores inmediatos de las mismas variables.

Con respecto al primer punto, la existencia de diferencias entre especies en lo que se refiere a la influencia que ejercen distintos factores ambientales sobre su dinámica de poblaciones y sus patrones de actividad está ampliamente demostrada (Cook, 2001), pero además, a nivel intraespecífico, se ha señalado la existencia de diferencias en la importancia relativa de distintos factores ambientales en la regulación



de la actividad de algunas especies de gasterópodos, como el caracol *C. aspersus*, en función del microclima o del tipo de ambiente en el que viven (Lorvelec y Daguzan, 1990, Iglesias, Santos y Castillejo, 1996); Shirley, Port y Young (1999) encuentran evidencias de que los factores ambientales más importantes en la regulación de la abundancia y la actividad de las babosas (sin especificar especies) son diferentes en localidades del norte y del sur de Inglaterra, y Shirley *et al.* (2001) apuntan que esas diferencias existen incluso entre distintos tipos de cultivos de una misma localidad, en el caso de la babosa *D. reticulatum*. Para otros aspectos de la biología de estos animales, importantes en la dinámica de poblaciones y la determinación de la abundancia, también se han señalado diferencias a escala local, por ejemplo, con respecto a la fecundidad del caracol *C. nemoralis* (Wolda y Kreulen, 1973) o de la babosa *A. lusitanicus* (Briner y Frank, 1998), o al tamaño de *A. ater* (Ortega, Txurruka y Aranbalza, 2005). A este respecto, y en relación con la elaboración de modelos de predicción, algunos autores (Choi *et al.*, 2004; Willis *et al.*, 2006) enfatizan el hecho de que los modelos asumen generalmente que la respuesta de las especies a los factores ambientales es uniforme en el espacio, cuando todas las evidencias indican que no es así, especialmente en el caso de especies de amplia tolerancia ecológica y vastos rangos de distribución como *D. reticulatum*, en las que las poblaciones parecen mostrar adaptaciones locales a las características microclimáticas del lugar en el que viven; esto podría contribuir a explicar la pertinaz presencia de casos no explicados por los modelos, que se aprecia en este tipo de trabajos (Schley y Bees, 2003). Los resultados obtenidos en el presente trabajo, en cuanto a que las variables ambientales que explican mejor la abundancia de gasterópodos y la actividad de *D. reticulatum*, son distintas en las diferentes parcelas de estudio, respaldan la existencia de diferencias a nivel espacial en la importancia que tienen distintos factores ambientales sobre la biología de estos animales.

La bibliografía refleja que, en general, los factores ambientales que tienen importancia en la regulación de la abundancia y la actividad de los gasterópodos terrestres están bien definidos (temperatura, humedad, ritmos endógenos, viento, fotoperíodo, depredadores, disponibilidad de refugios, etc.), pero la existencia de diferencias entre poblaciones en la importancia de los distintos factores ambientales conduce a la conclusión de que el ambiente concreto en el que viven los animales debe de considerarse como un factor determinante de las variaciones de abundancia y de actividad que muestran a lo largo del tiempo, lo que implica que es más adecuado intentar desarrollar modelos de predicción a nivel local, que modelos generales que pretendan ser extrapolables a grandes áreas geográficas.



Con respecto al segundo punto, los resultados obtenidos indican que las condiciones ambientales que prevalecen en cada una de las parcelas durante un cierto número de días tienen un valor explicativo de las variaciones de abundancia y actividad de los moluscos, mayor que los valores ambientales inmediatos existentes en el día en el que realizaron los muestreos; en todos los casos, excepto en el del modelo de abundancia de gasterópodos de Monforte, las variables de predicción de los mejores modelos fueron valores medios, o acumulados, durante los 3 ó 7 últimos días. Aunque esto está en concordancia con observaciones previas de otros autores, en la mayoría de los modelos de dinámica de poblaciones o de actividad gasterópodos terrestres desarrollados hasta la actualidad, la práctica habitual es considerar como variables de predicción los valores ambientales inmediatos que experimentan los animales. Sin embargo, Bailey (1975) señaló que el nivel de actividad del caracol *C. aspersus* se ve afectado no sólo por las condiciones ambientales de cada momento, sino también por las experimentadas previamente, a lo largo de un período de tiempo que el autor estima en 10 días, y Rollo (1982) considera que es probable que el comportamiento de respuesta de los gasterópodos muestre un cierto retraso con respecto a los valores de las variables ambientales responsables de dichas respuestas.

En modelos de actividad de babosas desarrollados previamente y que presentan un elevado grado de acierto en las predicciones (Crawford-Sidebotham, 1972; Young y Port, 1989; Young *et al.* 1991; Young, Port y Green, 1993; Castillejo *et al.*, 2004) se han utilizado valores ambientales inmediatos, registrados al mismo tiempo que la actividad, al igual que en modelos de predicción de abundancia (Shirley *et al.*, 2001; Schley y Bees, 2003; Choi *et al.*, 2004). Al igual que en el caso de la existencia de variabilidad espacial en la importancia de los factores ambientales que influyen sobre la abundancia y la actividad, también se ha señalado que la habitual asunción de que los gasterópodos sólo muestran una reacción a la condiciones ambientales inmediatas podría contribuir a explicar la falta de ajuste de los modelos (Shirley *et al.*, 2001; Choi *et al.*, 2004).

Con escasas excepciones, los autores no han contemplado simultáneamente valores inmediatos y pretéritos de las variables ambientales a la hora de elaborar modelos de predicción. Castillejo *et al.* (2004) elaboraron un modelo de predicción de actividad de *D. reticulatum* en el que contemplaron variables inmediatas y pretéritas del mismo tipo que las utilizadas en el presente trabajo, pero ninguna de las variables



pretéritas resultó significativa en su modelo. Las diferencias entre los resultados del trabajo de Castillejo *et al.* (2004) y los del presente trabajo, con respecto al valor explicativo de las variables inmediatas y las pretéritas, podría deberse a que en ambos trabajos se utilizaron formas diferentes de cuantificar la actividad; Castillejo *et al.* (2004) cuantificaron la actividad de las babosas en función del nº de individuos que observaban activos (individuos que estaban alimentándose, desplazándose, copulando) durante una serie de recorridos nocturnos de duración determinada, a lo largo de su parcela de estudio, mientras que en el presente trabajo la actividad se cuantificó en función de la proporción de individuos que se encontraban en la superficie (capturas en trampas), con respecto al total de individuos que se capturaron en cada ocasión de muestreo (capturas en trampas + capturas en suelos), de modo que los individuos que se encontraban en refugios de la superficie del terreno fueron tomados como activos; considerando que en condiciones naturales el comportamiento de los animales debe de ser la resultante de una combinación de su respuesta a las condiciones inmediatas y su respuesta a las condiciones dominantes durante un cierto período de tiempo (Wareing y Bailey, 1985), parece lógico pensar que para que los individuos se encuentren fuera de sus refugios, desarrollando algún tipo concreto de actividad, los valores inmediatos de las variables ambientales tengan mayor peso que los valores medios o acumulados durante los últimos días.

Con respecto a los modelos de abundancia, Choi, Bohan, Potting, Semenov y Glen (2006) elaboraron un modelo de simulación de la dinámica de poblaciones de *D. reticulatum*, basado en los valores diarios de temperatura y de precipitación, en el cual incorporaron el efecto de valores acumulados durante varios días de temperatura y de precipitación, sobre la duración del período de incubación de los huevos y sobre la frecuencia de puestas de los adultos; de este modo obtuvieron una mejora significativa de los pronósticos del modelo con respecto a un modelo previo, basado en las mismas variables, pero que no consideraba el efecto de valores acumulados (Choi *et al.*, 2004), lo cual refuerza la importancia del efecto de valores pretéritos de las variables ambientales sobre la dinámica de poblaciones y la abundancia de estos animales.

En los trabajos publicados sobre modelos de predicción de procesos biológicos complejos, como la actividad o la dinámica de poblaciones animales en la naturaleza, la comparación de los resultados esperados que proporcionan los modelos con datos reales observados en el campo siempre pone de manifiesto la existencia de casos que no son explicados por los modelos, independientemente de su menor o mayor complejidad matemática y de las variables de predicción que se utilicen para su



elaboración, dando la impresión de que siempre existen otros factores o variables que están actuando sobre la variable dependiente y que no han sido contemplados (Shirley *et al.*, 2001; Schley y Bees, 2003); debido a ello, el principal valor de los modelos reside en su capacidad para explicar y pronosticar patrones o tendencias (más que valores precisos) en la variación de la variable dependiente que se estudia (Shirley *et al.*, 2001; Choi *et al.*, 2004; Willis *et al.*, 2006), y su utilidad se basa en la aplicación de esa información al manejo de las poblaciones (Glen y Moens, 2002).

El objetivo de erradicar de una zona de cultivo a los gasterópodos terrestres causantes de daños, o el de conseguir al menos una reducción significativa y duradera de su abundancia, no representa algo nuevo, sino que ya había sido planteado por Hunter (1969, 1978) sobre la base del conocimiento de la biología y ecología de estos animales en zonas geográficas concretas. Sin embargo, como refleja la bibliografía, este planteamiento no ha recibido apenas atención por parte de los investigadores ni por parte de las empresas fabricantes de molusquicidas, sobre la premisa de que la utilización racional de los molusquicidas es aquella en la que su aplicación se ciñe a fases del cultivo especialmente sensibles y cuando al mismo tiempo existe la previsión de una elevada abundancia y/o actividad de los gasterópodos, es decir, estrategias de control a corto plazo (Port y Port, 1986). A este respecto, no obstante, es de destacar que los umbrales de abundancia de gasterópodos, o umbrales de daño tolerable que se manejan para muchos cultivos, son tan bajos, que intentar mantener esos umbrales significa en la práctica perseguir la erradicación, al menos temporal, de las poblaciones de gasterópodos. Así, en cultivos comerciales de la mayoría de las hortalizas y frutas el daño tolerable se puede considerar que es cero (Port y Ester, 2002; Port *et al.*, 2003; Ester y Huiting, 2005), debido a la gran importancia que tiene la apariencia visual (componente cosmético) en este tipo de productos; Chabert *et al.* (2003) destacan que los cultivos de colza son extremadamente sensibles al ataque de los gasterópodos tras la siembra y durante la fase de plántula, de modo que en esas fases incluso poblaciones poco abundantes de gasterópodos pueden ocasionar pérdidas económicas significativas en una sola noche de actividad elevada; por su parte, Nash, Thomson y Hoffman (2007) indican que la captura de 1 babosa por trampa en cultivos de colza está asociada a una reducción significativa del nº de plántulas que se establecen y, por lo tanto, a un efecto económico significativo.

En la práctica, la realidad es que los agricultores basan la decisión de aplicar tratamientos de control para gasterópodos terrestres en la percepción de daños causados por estos animales en sus sembrados o cultivos, pero entonces, por lo



general, los tratamientos se aplican cuando ya se han producido daños significativos, especialmente en aquellos casos en los que los gasterópodos dañan semillas, impidiendo su germinación, o destruyen completamente las plántulas (Barker, 2002, en praderas sembradas; Nash, Thomson y Hoffmann, 2007, en siembras de colza). En muchos otros casos, la práctica habitual es el tratamiento por sistema, en el cual se aplican y mantienen cebos molusquicidas durante las fases más sensibles del cultivo o incluso durante toda la vida del cultivo (Bohan *et al.*, 1997; Speiser y Kistler, 2002; Glen *et al.*, 2003; Archard *et al.*, 2004; Willis *et al.*, 2006), sin atender a ninguna consideración sobre el potencial riesgo de daños, evaluado sobre una previsión de la abundancia y/o actividad de los gasterópodos. Nuestra experiencia en Galicia, en cultivos hortícolas, es que en la mayoría de los casos se realiza una aplicación sistemática de molusquicidas durante toda o la mayor parte de la vida del cultivo. El coste económico de los molusquicidas químicos convencionales, relativamente bajo en comparación con otros plaguicidas, es otro factor que contribuye a explicar que su utilización abusiva sea una práctica tan extendida (Port y Ester, 2002).

En los últimos años, sin embargo, algunos investigadores están retomando el planteamiento de Hunter (1969, 1978) con respecto a que las aplicaciones de tratamientos molusquicidas no deben basarse únicamente en las necesidades puntuales de protección de los cultivos, sino que debe procurarse un manejo de las poblaciones con efectos a más largo plazo, y en este planteamiento están jugando un papel fundamental los modelos de simulación o de predicción. Por ejemplo, Shirley *et al.* (2001), quienes elaboraron un modelo de simulación de la dinámica de poblaciones de *D. reticulatum* para una localidad del norte de Inglaterra basado en la humedad del suelo y la temperatura del aire, y sus efectos sobre la actividad, el crecimiento, la reproducción y la mortalidad de las babosas, observaron que la simulación de la aplicación de tratamientos molusquicidas mediante la imposición al modelo de elevadas tasas de mortandad de las babosas activas, generaba resultados muy variables en función del momento en el que se aplicasen los tratamientos; así, encontraron que el momento óptimo para la aplicación de molusquicidas en su población sería en el mes de septiembre, ya que en ese momento tendrían un efecto profundo sobre la abundancia de babosas, que se mantendría muy reducida hasta al menos la siguiente primavera. Schley y Bees (2003), en un trabajo en el que desarrollaron una serie de modelos matemáticos para simular la dinámica de poblaciones de *D. reticulatum* en función de la temperatura y la intensidad de depredación por carábidos, concluyen que la estrategia de control más adecuada es aplicar los tratamientos molusquicidas cuando las poblaciones están más debilitadas y



presentan una menor capacidad de recuperación, ya que ello puede conducir a su erradicación de las zonas de cultivo. Castillejo *et al.* (2004), tras el estudio de la dinámica de poblaciones de *D. reticulatum* y el desarrollo de un modelo estadístico de predicción de actividad de esta especie en un cultivo de huerta, plantean una estrategia de control que persigue conseguir un efecto a largo plazo, es decir, una reducción duradera del tamaño de las poblaciones, mediante la aplicación de tratamientos molusquicidas en épocas del año en las que las poblaciones tienen una elevada susceptibilidad a los tratamientos, pero una baja capacidad de recuperación.

Es indudable que la sensibilidad de un cultivo a los daños causados por estos animales, en conjunción con la previsión de un nivel alto de abundancia o actividad de los animales, justifica la aplicación de tratamientos que proporcionen protección al cultivo, pero desde la perspectiva de un verdadero control integrado de plagas, la aplicación de los tratamientos debe de perseguir objetivos a más largo plazo, para lo cual resulta fundamental un conocimiento profundo de la biología y ecología de los animales y de su variabilidad espacial.



Conclusiones

- Existen diferencias entre localidades con respecto a la abundancia de gasterópodos y con respecto a la tasa de actividad de las principales especies.
- Para cada localidad, existen diferencias en la tasas de actividad de las diferentes especies.
- La tasa de actividad de *D. reticulatum* no está correlacionada con su abundancia ni con la abundancia de gasterópodos.
- Se han obtenido unos modelos estadísticos, basados en análisis de regresión ordinal, que permiten explicar un elevado porcentaje de la variabilidad observada en los niveles de abundancia de gasterópodos y de actividad de *D. reticulatum*, a partir de variables ambientales.
- Existe variabilidad espacial en la importancia relativa que tienen los distintos factores ambientales sobre la abundancia y actividad de los gasterópodos, que se manifiesta en que los mejores modelos obtenidos para cada localidad utilizan variables de predicción diferentes.
- Los valores de las variables ambientales promediados o acumulados sobre un cierto n° de días, permiten explicar un porcentaje de la variación observada de abundancia y de actividad de los gasterópodos, mayor que los valores inmediatos de las mismas variables.
- La variabilidad espacial que existe en la abundancia y actividad de los gasterópodos, así como en la importancia de los distintos factores ambientales que permiten explicarlas, implica que la elaboración de modelos de predicción para el manejo de las poblaciones de estos animales en zonas de cultivo debe de abordarse a nivel local.

8. RESUMEN Y CONCLUSIONES GENERALES



RESUMEN

Esta memoria es el resultado de un trabajo de investigación realizado a lo largo de 2 años sobre comunidades de gasterópodos terrestres de ambientes agropecuarios, en 4 zonas de Galicia con diferentes características climáticas. El principal objetivo del trabajo era obtener unos modelos estadísticos capaces de explicar, en función de variables meteorológicas, las variaciones observadas a lo largo del tiempo en los niveles de abundancia y de actividad de los gasterópodos: dichos modelos constituyen una herramienta útil para el manejo de las poblaciones de gasterópodos en estos ambientes, ya que pueden ser utilizados como sistema de ayuda a la toma de decisiones con respecto a la necesidad y conveniencia de aplicar tratamientos de control (pesticidas). Para alcanzar este objetivo se hizo previamente una caracterización de las comunidades de gasterópodos de las zonas de estudio, se estudiaron con detalle las propiedades de los métodos de muestreo utilizados de manera más habitual para el seguimiento de las poblaciones de estos animales, y se registraron las variaciones que presentan las poblaciones a lo largo del tiempo, en cuanto a su abundancia, estructura y distribución espacial.

En cada una de las 4 zonas se estableció una parcela de estudio en la cual se colocaron, de forma permanente, 40 trampas para gasterópodos terrestres. Se realizaron 26 muestreos en cada parcela, con una periodicidad de entre 4 y 5 semanas. En cada muestreo se revisaron las trampas y se recogieron 20 muestras de suelo, de las cuales se extrajeron los gasterópodos utilizando el método de inundación progresiva. Todos los gasterópodos que se encontraron en las muestras de suelo y en las trampas se identificaron y se pesaron.

Se determinó la composición específica de cada comunidad y la abundancia de las diferentes especies presentes en cada una. La diversidad de las comunidades (diversidad alfa) se caracterizó en base a su riqueza específica según el método de rarefacción, y según varios índices de diversidad estructural (índice alfa del modelo logarítmico, índice de Shannon-Wiener, índice de uniformidad de Simpson). Para comparar la composición de las comunidades (diversidad beta) se empleó el índice de complementariedad y el índice de similitud de Morisita. Con el fin de determinar la existencia de un efecto de ecotono en las comunidades estudiadas, se comparó la diversidad y abundancia de gasterópodos existentes en el borde y en la zona interior de las parcelas de estudio.



Para la caracterización de los 2 métodos de muestreo que se emplearon, las trampas y las muestras de suelo, en primer lugar se estudió cada método individualmente con respecto al efecto de ciertos factores sobre el número de capturas obtenidas; para las muestras de suelo se estudió el efecto de la duración del proceso de inundación progresiva para la extracción de los gasterópodos, y el efecto del lugar de recogida de las muestras (se compararon muestras tomadas en zonas muestreadas de forma rutinaria, con muestras tomadas en zonas no muestreadas); para las trampas se estudió el efecto del tiempo de permanencia de la trampa en la misma posición, y el efecto de la presencia bajo las trampas de encharcamiento, hormigueros y roedores.

Se hizo un análisis comparativo de ambos métodos de muestreo con respecto a las capturas de las especies más abundantes (*Deroceras reticulatum*, *D. laeve*, *D. panormitanum* y *Arion intermedius*), y en función de tres clases de tamaño de los individuos, establecidas según su masa corporal. Se estudió la relación existente entre las capturas obtenidas con uno y otro método, para determinar hasta que punto reflejan del mismo modo las variaciones de abundancia y de estructura que se dan en las poblaciones a lo largo del tiempo. Para los individuos de menor tamaño de cada especie, se analizó también la relación existente entre la masa corporal y su frecuencia de captura en las trampas y en las muestras de suelo.

Se estudió la variación temporal de la abundancia y estructura de las poblaciones de las especies más abundantes en las diferentes localidades, utilizando para ello todos los datos disponibles (capturas obtenidas en las muestras de suelo y capturas obtenidas en las trampas).

La distribución espacial de las principales especies se analizó empleando dos métodos, el índice estandarizado de dispersión de Morisita, y un método no paramétrico espacialmente referenciado denominado SADIE (Spatial Analysis by Distance IndicEs), el cual permitió analizar también la existencia de relaciones espaciales entre diferentes especies.



Para estudiar el efecto de las variables meteorológicas sobre los niveles de abundancia y de actividad de los gasterópodos se elaboraron modelos estadísticos basados en análisis de regresión ordinal, utilizando tres niveles o categorías de abundancia y de actividad.

Para los modelos de abundancia se establecieron tres categorías de abundancia sobre la base del número total de capturas de gasterópodos que se registraron en cada ocasión de muestreo, a lo largo de todo el período de estudio. Para caracterizar la actividad de los gasterópodos se calculó, para cada ocasión de muestreo, una tasa de actividad, como la relación existente entre el número de capturas realizadas en trampas y el número de capturas totales. Los modelos de actividad se elaboraron sólo para la especie *D. reticulatum*, y para ello se establecieron tres categorías de actividad en función de la distribución de frecuencias de la tasa de actividad de esta especie a lo largo del período de estudio.

Como variables independientes o de predicción para la elaboración de los modelos, se utilizaron variables ambientales registradas *in situ*, variables ambientales registradas en la estación meteorológica más próxima a cada parcela de estudio, y variables de tipo temporal (mes del año, estación); se consideraron no sólo los valores de las variables correspondientes al día en el que se realizó el muestreo, sino también los correspondientes a los 3 y 7 últimos días, con el fin de tener en cuenta no sólo las condiciones ambientales inmediatas a las que estaban expuestos los animales sino también las condiciones que prevalecían en cada zona durante un período de tiempo más largo.



CONCLUSIONES GENERALES

1. En términos de composición y riqueza específica, las cuatro comunidades estudiadas son muy parecidas entre sí, y son comparables a otras comunidades de gasterópodos terrestres de ambientes similares, en las que predominan especies que están catalogadas como perjudiciales para la agricultura.
2. En el borde del hábitat que ocupan, las comunidades de gasterópodos presentan una mayor diversidad, pero no una mayor abundancia.
3. En el ámbito del control de plagas de gasterópodos terrestres, las muestras de suelo y las trampas son los métodos de muestreo empleados de forma más habitual para la evaluación de las poblaciones. Ambos métodos no sólo se diferencian por la laboriosidad que implica la utilización de uno u otro, sino que ambos proporcionan información diferente, que debe considerarse complementaria y que resulta relevante para una determinación exacta de la abundancia, estructura y actividad de las poblaciones.
4. Las estimas de la abundancia y de la estructura de las poblaciones que proporcionan las trampas por sí solas, tienen una exactitud limitada y deben interpretarse con precaución, ya que existen diferencias entre especies, así como diferencias intraespecíficas en función del tamaño, con respecto a la utilización de las trampas por parte de los animales.
5. En comparación con las muestras de suelo, las trampas producen en general una sobrevaloración del tamaño de los individuos y una infravaloración de la abundancia de los individuos más pequeños.
6. Aunque pueden existir pequeñas diferencias entre localidades y entre años, dentro del marco geográfico de este trabajo cada especie presenta un patrón característico de variación temporal en la abundancia y estructura de las poblaciones.
7. Las cuatro especies más abundantes en las comunidades estudiadas, *Deroceras reticulatum*, *D. panormitanum*, *D. laeve* y *Arion intermedius*, muestran abundancias elevadas durante el invierno y principios de la primavera, mientras que durante el verano su abundancia es reducida.



8. Según el índice estandarizado de dispersión de Morisita, que es un método paramétrico no referenciado espacialmente, el patrón de distribución espacial que presentan más frecuentemente *D. reticulatum*, *D. laeve*, *D. panormitanum* y las puestas de huevos de gasterópodos, es el agregado, mientras que en *A. intermedius* predomina un patrón aleatorio de distribución. Por el contrario, según el método SADIE, que es un método no paramétrico espacialmente referenciado, el patrón de distribución espacial que presentan durante la mayor parte del tiempo las puestas de huevos y las cuatro especies citadas, es el aleatorio.
9. Para cada una de las especies estudiadas, su ordenación espacial es independiente de la que presentan otras especies que coexisten en el mismo lugar.
10. La ordenación espacial de las especies de gasterópodos que se estudiaron es un fenómeno muy dinámico, caracterizado por la existencia de zonas de elevada y de baja abundancia que cambian frecuentemente de tamaño y de posición a lo largo del tiempo.
11. El estudio de la ordenación espacial de los gasterópodos a partir de los datos obtenidos mediante trampeo puede contribuir a racionalizar el uso de productos molusquicidas, ya que permite identificar las zonas de mayor abundancia y focalizar los tratamientos en dichas zonas.
12. Existen diferencias significativas entre localidades con respecto a la abundancia de gasterópodos.
13. La tasa de actividad, definida como la relación existente entre el número de capturas en trampas y el número de capturas totales en muestras de suelo y en trampas, presenta diferencias significativas entre especies y entre localidades.
14. La tasa de actividad de *D. reticulatum* no está correlacionada con su abundancia ni con la abundancia de gasterópodos.
15. Se han obtenido unos modelos estadísticos basados en análisis de regresión ordinal, que permiten explicar un elevado porcentaje de la variabilidad observada en los niveles de abundancia de gasterópodos y de actividad de *D. reticulatum* en cada localidad, a partir de variables meteorológicas.



16. Los modelos que mejor explican las variaciones de abundancia de gasterópodos y las variaciones de actividad de *D. reticulatum* en cada localidad, utilizan variables de predicción diferentes: esto significa que existe variabilidad espacial en la importancia relativa que tienen distintos factores meteorológicos sobre la abundancia y la actividad de los gasterópodos, y tiene como consecuencia que la elaboración de modelos de predicción para el manejo de las poblaciones de estos animales en zonas de cultivo debe de abordarse a escala local.
17. Los valores de las variables meteorológicas promediados o acumulados sobre un cierto número de días permiten explicar un mayor porcentaje de la variación observada de abundancia de gasterópodos y de actividad de *D. reticulatum*, que los valores inmediatos de las variables registrados el día del muestreo.
18. Los modelos obtenidos permiten pronosticar a corto plazo niveles de abundancia de gasterópodos y de actividad de *D. reticulatum* en las zonas estudiadas, por lo que pueden ser utilizados como sistema de ayuda a la toma de decisiones con respecto a la necesidad y conveniencia de aplicar tratamientos molusquicidas.



SUMMARY

Terrestrial Gastropod Pest Forecasting in Galicia

This work presents the methodology, results and conclusions of a two-year study on terrestrial gastropod communities of farming systems, in four areas with different climatic characteristics in Galicia (NW-Spain). The main goal of this study was to obtain statistical models to explain the observed changes in the levels of abundance and activity of gastropods, on the basis of meteorological variables. These models are useful tools to manage gastropod populations in farming environments, with regard to the necessity and appropriateness of molluscicide applications. Previously, we characterized the gastropod communities at the study sites and compared the attributes of the two most used sampling methods for gastropod populations monitoring: soil samples and traps. For the main species, abundance, population structure by body size, and spatial distribution, were recorded.

A study plot was defined at each of the four climatic areas, and 40 refuge-traps were permanently placed on each one, covering an area of about 100 m². The plots were sampled every 4 or 5 weeks, resulting 26 samples per plot over the study period. At each sampling occasion, the traps were carefully checked for terrestrial gastropods, and 20 soil samples were taken and transported to the laboratory, where gastropods were extracted from the soil samples by a progressive flooding method over 72 hours. All gastropods found in traps and soil samples were identified and weighed.

At each study site the species composition and abundance was determined. Diversity (alpha diversity) was characterized by species richness according to the rarefaction method, and by several indices of structural diversity (constant alpha of the logarithmic model, Shannon-Wiener function, Simpson's measure of evenness). To compare community composition (beta diversity) the complementarity index and Morisita's index of similarity were used. In order to determine the existence of an ecotone effect in the studied communities, the diversity and abundance of gastropods at the edge of the plots and at 5 m from the edge, were compared.

With respect to sampling methods, we first studied the effects of different circumstances on their performance (number of catches); for soil samples, we studied the effect of the duration of the flooding process, and the effect of the place where the



samples were taken (we compared soil samples taken in routinely sampled areas with soil samples taken in not sampled areas); for refuge-traps, we studied the effect of the time that the trap stayed on the same place, and the effect of the presence of water, ants, or rodents under the traps.

Soil samples and refuge-traps were compared with respect to the catches of the commonest species (*Deroceras reticulatum*, *D. laeve*, *D. panormitanum* and *Arion intermedius*), and according to three size classes of individuals, established on the basis of body mass. In order to determine the extent to which soil samples and refuge-traps reflect in the same way changes in populations' abundance and structure, the relationships between numbers and biomass of catches from both methods were studied. Also, the relationship between body mass and the frequency of capture in traps or soil samples was analysed for the smaller individuals of different species.

Changes over time in populations' abundance and structure were studied for the commonest species, using all available data (catches in the soil samples plus catches in the traps).

Spatial distribution of the main species were analyzed using two methods, the standardized Morisita index of dispersion, and the non-parametric, spatially referenced method SADIE (Spatial Analysis by Distance IndicEs). Spatial relationships between different species were investigated using SADIE.

To study the effects of meteorological variables on levels of abundance and activity of gastropods, ordinal regression analysis were performed, using three levels or categories of abundance and activity.

For abundance models, the three categories of abundance were established on the basis of the numbers of catches of gastropods (soil samples + refuge-traps) registered on each sampling occasion throughout the study period.

To characterize activity, an activity rate for each species and sampling occasion was calculated as the ratio between the catches in refuge-traps and total catches (soil samples + refuge-traps). Activity models were developed for the species *D. reticulatum* only, for which three categories of activity were established according to the frequency distribution of the activity rates throughout the study period.

Independent variables for the models were meteorological variables recorded *in situ*, recorded at the nearest meteorological station, and also calendar variables (month, season); for meteorological variables, we used the mean or absolute values for the respective sampling date, and also the averaged or accumulated values over the last 3 and 7 days, in order to take into account not only the immediate environmental conditions to which the animals were exposed, but also the conditions prevailing in the area over a longer time.



GENERAL CONCLUSIONS

1. In terms of species composition and richness, the communities studied in this work are similar to each other and are comparable to terrestrial gastropod communities from similar environments, characterised by the dominance of pestiferous species.
2. Gastropod communities show higher diversity at the edge of the habitat, but not higher abundance.
3. Soil samples and traps are the most used sampling methods for monitoring populations of pest terrestrial gastropods. Both methods differ by their laboriousness, but also provide different and relevant information which should be considered complementary as to the assessment of abundance, structure and activity of populations.
4. Traps alone, provide abundance and population's structure estimates of limited accuracy which should be interpreted with caution, as there are interspecific differences, and intraspecific differences according to body size, with respect to the utilization of traps by the animals.
5. By comparison with soil samples, traps generally overestimate the size of the individuals and underestimate the abundance of small size individuals.
6. Within the geographical range of this study, every species shows a characteristic pattern of temporal variation in the abundance and structure of populations, despite slight differences between sites and years.
7. The commonest species, *Deroceras reticulatum*, *D. panormitanum*, *D. laeve* and *A. intermedius*, show high abundances during winter and early spring, while their abundance is low during the summer.
8. At the spatial scale used in this work, and according to the standardized Morisita index of dispersion, the spatial distribution pattern of *D. reticulatum*, *D. laeve*, *D. panormitanum* and egg-masses of gastropods is aggregated during most of the time, whereas a random pattern of spatial distribution prevails in *A. intermedius*. On the other hand, according to the SADIE method, a random pattern of spatial distribution prevails for egg-masses and the four slug species.



9. The spatial arrangement of each species is independent of the spatial arrangement of other species that coexist in the same site.
10. Spatial arrangement of the gastropod species is a dynamic process, characterized by the existence of zones of high and low abundance whose size and position change frequently over time.
11. Trapping in combination with the study of spatial arrangement of populations can help to minimize the use of molluscicides, since it allows target treatments to areas of great abundance.
12. There exist significant differences among sites in the abundance of gastropods.
13. Activity rate, defined as the ratio between catches in refuge-traps and total catches (catches in soil samples + catches in refuge-traps), shows significant differences among species and sites.
14. The activity rate of *D. reticulatum* is not correlated with its own abundance or the abundance of gastropods.
15. Statistical models based on ordinal regression analyses explain a great percentage of the observed variability in levels of abundance of gastropods and activity rate of *D. reticulatum* at each site, using meteorological data as independent variables.
16. The best models utilize different independent variables for each site, which suggest that the relative importance of the effects of different meteorological variables factors on the abundance and activity of gastropods shows variability among sites; as a consequence, management of gastropod populations in farming environments, based on forecasting models, should be approached at a local scale.
17. The values of meteorological variables averaged or accumulated over a certain number of days explain a greater amount of the observed variability in the abundance of gastropods and the activity of *D. reticulatum*, than the immediate values recorded for the respective sampling date.



18. Models like those obtained in this work can be used for a short-term forecast of abundance and activity of gastropods in particular areas, helping to decision making regarding the necessity and appropriateness of molluscicide applications.

BIBLIOGRAFÍA



- Airey, W. 1984. The distribution of slug damage in a potato crop. *Journal of molluscan Studies* 50, 239-240.
- Anderson, R.M., Gordon, D.M., Crawley, M.J. y Hassell, M.P. 1982. Variability in the abundance of animal and plant species. *Nature*, 296: 245-248.
- Archard, B., Bohan, D., Hughes, L. y Wiltshire, C.W. 2004. Spatial sampling to detect slug abundance in an arable field. *Annals of applied Biology*, 145: 165-173.
- Aupinel, P. 1987. Etude preliminaire du role de la photoperiode sur l'hibernation de jeunes escargots Petit gris (*Helix aspersa* Müller). *Haliotis*, 16: 47-55.
- Backeljau, T., De Brito, C.P., Tristao da Cunha, R.M. y Frias Martins, A.M. 1992. Colour polymorphism and genetic strains in *Arion intermedius* from Flores, Azores (Mollusca: Pulmonata). *Biological journal of the Linnean Society*, 46: 131-143.
- Bailey, S.E.R. 1975. The seasonal and daily patterns of locomotor activity in the snail *Helix aspersa* Müller, and their relation to environmental variables. *Proceedings of the Malacological Society of London*, 41: 415-428.
- Bailey, S.E.R. 1989. Foraging behaviour of terrestrial gastropods: integrating field and laboratory studies. *Journal of Molluscan Studies*, 55: 263-272.
- Bailey, S.E.R. 2002. Molluscicidal baits for control of terrestrial gastropods. En: *Molluscs as Crop Pests*. Barker, G.M. (Ed.). CABI Publishing. Wallingford. Reino Unido. Págs. 33-54.
- Bailey, S.E.R. y Lazaridou-Dimitriadou, M. 1986. Circadian components in the daily activity of *Helix lucorum* L. from Northern Greece. *Journal of Molluscan Studies*, 52: 190-192.
- Baker, G.H. 1989. Damage, population dynamics, movement and control of pest helcid snails in Southern Australia. En: *Slugs and Snails in World Agriculture*. Henderson, I.F. (Ed.), British Crop Protection Council, Thornton Heath. Reino Unido. Monograph No. 41: 175-185.
- Baker, G.H. 2002. Helicidae and Hygromiidae as pests in cereal crops and pastures in Southern Australia. En: *Molluscs as Crop pests*. Barker, G.M. (Ed.), CABI Publishing, Wallingford. Reino Unido. Págs. 193-216.
- Barker, G.M. 1991. Biology of slugs (Agriolimacidae and Arionidae: Mollusca) in New Zealand hill country pastures. *Oecology*, 85: 581-595.
- Barker, G.M. 1999. *Naturalised terrestrial Stylommatophora (Mollusca: Gastropoda)*. Manaaki Whenua Press, Lincoln, Canterbury, Nueva Zelanda. 254 páginas.
- Barker, G.M. 2001. Gastropods on Land: Phylogeny, diversity and adaptive morphology. En: *The Biology of Terrestrial Molluscs*. G.M. Barker (Ed.). CABI Publishing. Wallingford. Reino Unido. Págs 1-146.
- Barker, G.M. 2002. Gastropods as pests in New Zealand pastoral agricultura, with emphasis on Agriolimacidae, Arionidae and Milacidae. En: *Molluscs as Crop Pests*. Barker, G.M. (Ed.), CABI Publishing, Wallingford. Reino Unido. Págs. 361-423.
- Barker, G.M. 2005. The character of the New Zealand landsnail fauna and communities: some evolutionary and ecological perspectives. *Records of the Western Australian Museum*, 68: 53-102.



- Barker, G.M. y Addison, P.J. 1992. Pest status of slugs (Stylommatophora: Mollusca) in two New Zealand pastures. *Crop Protection*, 11: 439-442.
- Barker, G.M., Addison, P.J. y Pottinger, R.P. 1985. Biology and pest status of slugs (mollusca) in two Waikato pastures. En: *Proceedings of the 4th Australasian Conference on Grassland Invertebrate Ecology*. Chapman, R.B. (Ed.), Caxton Press, Christchurch. Nueva Zelanda. Págs. 18-25.
- Barrada, M. 2003. *Desarrollo de un modelo de predicción de actividad de la babosa Deroceras reticulatum (Müller, 1774) aplicable al control de plagas en zonas agrícolas de Galicia*. Tesis doctoral, Universidad de Santiago de Compostela. 342 páginas.
- Barrada, M., Iglesias, J. y Castillejo, J. 2004. Fenología de la babosa *Deroceras reticulatum* (Müller, 1774) (Gastropoda: Pulmonada: Agriolimacidae), causante de plagas agrícolas en Galicia (NO España). *Iberus*, 22: 1-13.
- Bart, J., Fligner M., y Notz, W. 1998. *Sampling and Statical Methods for Behavioral Ecologists*. Cambridge University Press. Cambridge. Reino Unido. 330 páginas.
- Baur, B., Cremene, C., Groza, G., Schileyko, A.A., Baur, A., y Erhardt, A. 2007. Intensified grazing affects endemic pland and gastropod diversity in alpine grasslands of the Southern Carphatian mountains (Romania). *Biologia, Bratislava*, 62: 438-445.
- Baur, B., Cremene, C., Groza, G., Rakosy, L., Schileyko, A.A., Baur, A., Stoll, P. y Erhardt, A. 2006. Effects of abandonment of subalpine hay meadows on plant and invertebrate diversity in Transilvana, Romania. *Biological Conservation*, 132: 261-273.
- Bechinski, E.J., Mahler, R.L. y Homan, H.W. 2002. The role of integrated pest management. *Current Information Series* No. 938. Universidad de Idaho. EE.UU. 10 páginas.
- Begon, M., Harper, J.L. y Townsed, C.R. 1999. *Ecología: individuos, poblaciones y comunidades*. Omega, Barcelona. 1148 páginas.
- Bieri, M., Schweizer, H., Christensen, K. y Daniel, O. 1989. The effect of metaldehyde and methiocarb pellets on surface dwelling organisms in grassland. En: *Slugs and Snails in World Agriculture*. Henderson, I.F. (Ed.). British Crop Protection Council Symposium, Thornton Heath. Reino Unido. Monograph. No. 41: 237-244.
- Bishop, M.J. 1981. Quantitative studies on some living British wetland mollusc faunas. *Biological Journal of the Linnean Society*, 15: 299-326.
- Boag, D.A. 1982. Overcoming sampling bias in studies of terrestrial gastropods. *Canadian Journal of Zoology*, 60: 1289-1292.
- Boag, D.A. y Wishart, W.D. 1982. Distribution and abundante of terrestrial gastropods on a winter range of bighorn sheep in Southwestern Alberta. *Canadian Journal of Zoology*, 60: 2633-2640.
- Bohan, D.A., Glen, D.M., Wiltshire, C.W. y Hughes, L. 2000. Parametric intensity and the spatial arrangement of the terrestrial mollusc herbivores *Deroceras reticulatum* and *Arion intermedius*. *Journal of Animal Ecology*, 69: 1031-1046.
- Bohan, D.A., Brain, P., Glen, D.M., Wiltshire, C.W y Hughes, L. 1997. Decision making in slug pest control: Slug population dynamics in space and time. *Aspects of Applied Biology*, 50: 323-332.



- Bourne, N.B., Jones, G.W. y Bowen, I.D. 1988. Slug feeding behaviour in relation to control with molluscicidal baits. *Journal of Molluscan Studies*, 54: 327-338.
- Briggs, G.G. y Henderson, I.F. 1987. Some factors affecting the toxicity of poisons to the slug *Deroceras reticulatum* (Müller) (Pulmonata: Limacidae). *Crop Protection*, 6: 341-346.
- Briner, T. y Frank, T. 1998. Egg laying activity of the slug *Arion lusitanicus* Mabilie in Switzerland. *Journal of Conchology*, 36: 9-15.
- Buchs, W. Heimbach, U. y Czarnecki, E. 1989. Effects of snails baits on non-target carabid beetles. En: *Slugs and Snails in World Agriculture*. Henderson, I.F. (Ed.). British Crop Protection Council. Thornton Heath. Reino Unido. Monograph. No. 41: 245-252.
- Buhler, D. 1996. Development of alternative weed management strategies. *Journal of Production Agriculture*, 9: 501-505.
- Byers, R.A. 2002. Agriolimacidae and Arionidae as pests in Lucerne and other legumes in forage systems in North-eastern North America. En: *Molluscs as Crop Pests*. Barker, G.M. (Ed.), CABI Publishing, Wallingford. Reino Unido. Págs. 325-336.
- Cameron, R.A.D., Mylonas, M., Triantis, K., Parmakellis, A. y Vardinoyannis, K. 2003. Land-snail diversity in a square kilometre of Cretan maquis: modest species richness, high density and local homogeneity. *Journal of Molluscan Studies*, 69: 93-99.
- Carballeira, A., Devesa, C., Retuerto, R., Santillan, E. y Uceda, F. 1983. *Bioclimatología de Galicia*. Fundación Pedro Barrié de la Maza. A Coruña. 391 páginas.
- Carpenter, A., Cherrett, J.M., Ford, J.B., Thomas, M. y Evans, E. 1985. An inexpensive rhizotron for research on soil and litter-living organisms. En: *Ecological Interactions in Soil: Plants, Microbes and Animals*. Fitter, A.H. (Ed). Blackwell Scientific Publications. Oxford. Reino Unido. Págs. 184-188.
- Carrick, R. 1938. Life history and development of *Agriolimax agrestis* L., the gray field slug. *Transactions of the Royal Society of Edinburgh*, 59: 563-597.
- Carter, A. 1983. Cadmium, copper, and zinc in soil animals and their food in a red clover system. *Canadian Journal of Zoology*, 61: 2751-2757.
- Castillejo, J. 1996. Las babosas como plaga en la agricultura. Claves de identificación y mapas de distribución. *Revista de la Real Academia Gallega de Ciencias*, 15: 93-142.
- Castillejo, J., Seijas, I. y Villoch, F. 1996. Slug and snail pest in Spanish crops and their economic importance. En: *Slugs and Snails Pest In Agriculture*. Henderson, I.F. (Ed.). British Crop Protection Council Symposium Proceedings No. 66. Farnham. Reino Unido. Págs. 327-332.
- Castillejo, J., Iglesias, J., Barrada, M. y Lombardía, M.J. 2004. Modelo de predicción de plagas de babosas en la agricultura de Galicia. *Revista Real Academia Galega de Ciencias*, XXIII: 105-249.
- Čejka, T. 2005. The mollusc fauna changes along a moisture gradient across the lower Morava River floodplain (SW Slovakia) *Malacological Newsletter*, 23: 159-167.



- Chabert, A., Gripon, L., Boulin, P. y Fonlupt, S. 2003. Development of a decision-aid system for the assesment of slug attack risk in arable crops. En : *Slugs & Snails : Agricultural, Veterinary & Environmental Perspectives*. Dussart, G.B.J. (Ed.). British Crop Protection Council Symposium Proceedings No. 80. Hampshire. Reino Unido. Págs. 229-234.
- Chatfield, J.E. 1976. Studies on food and feeding in some European land molluscs. *Journal of Conchology*, 29: 5-20.
- Chevallier, H. 1992. *L'élevage des Escargots. Production et Preparation du Petit-gris*. Editions du Point Vétérinaire. Maisons-Alfort. Francia. 144 páginas.
- Chiba, S. 2007. Species richness patterns along environmental gradients in island land molluscan fauna. *Ecology*, 88:1738-1746.
- Choi, Y.H., Bohan, D.A., Potting, R.P.J., Semenov, M.A. y Glen, D.M. 2006. Individual based model of slug population and spatial dynamics. *Ecological Modelling*, 190: 336-350.
- Choi, Y.H., Bohan, D.A., Powers, S.J., Wiltshire, C.W., Glen, D.M. y Semenov, M.A. 2004. Modelling *Deroceras reticulatum* (Gastropoda) population dynamics based on daily temperature and rainfall. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 103: 519-525.
- Clark, A.M. 1993. *Hey's Mineral Index*. Chapman & Hall. Londres. 852 páginas.
- Clements, R.O. y Murray, P.J. 1991. Comparison between defined-area slug traps and other methods of trapping slugs in cereal fields. *Crop Protection*, 10: 152-154.
- Colwell, R.K. y Coddington, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B*, 345: 101-118.
- Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. 2007. Catálogo Gallego de Especies Amenazadas. Citado en: medioambiente.xunta.es/espazosNaturais/especies_amenazadas.jsp (22/01/2009).
- Cook, A. 2001. Behavioural ecology: On doing the right think, in the right place at the right time. En: *The Biology of Terrestrial Molluscs*. G.M. Barker (Ed). CABI Publishing. Wallingford. Reino Unido. Págs. 447-487.
- Cook, A. y Ford, J.G. 1989. The control of activity of the pulmonate slug, *Limax pseudoflavus* by weather. En: *Slugs and Snails in World Agriculture*. Henderson, I.F. (Ed.). British Crop Protection Council. Thornton Heath. Reino Unido. Monograph. No. 41. Págs. 343-348.
- Coombs, J. y Hall, K.E. 1998. *Dictionary of Biological Control and Integrated Pest Management*. CPL Scientific Publishing Service Limited. Newbury. Reino Unido. 196 páginas.
- Cordero, A. 2005. La diversidad como concepto ecológico. En: *Galicia. Ecología. Tomo XLV: Conservación I*. Hércules de Ediciones, S.A., A Coruña. Págs. 74-105.
- Cordero del Campillo, M., Castañón, L. y Reguera, A. 1994. *Índice-Catálogo de Zooparásitos Ibéricos*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de León. 650 páginas.
- Cottam, D.A. 1986. The effects of slug grazing on *Trifolium repens* and *Dactylis glomerata* in monoculture and mixed-swards. *Oikos*, 45: 275-279.



- Coupland, J.B. 1995. Susceptibility of helcid snails to isolates of the nematode *Phasmarhabditis hermaphrodita*. *Journal of Invertebrate Pathology*, 66: 207-208.
- Crawford-Sidebotham, T.J. 1972. The influence of weather upon the activity of slugs. *Oecologia (Berl.)* 9: 141-154.
- Cremene, C., Groza, G., Rakosy, L., Schileyko, A.A., Baur, A., Erhardt, A. y Baur, B. 2005. Alterations of steppe-like grasslands in eastern Europe: a threat to regional biodiversity hotspots. *Conservation Biology*, 19: 1606-1618.
- Curry, J.P. 1994. Grassland invertebrates. *Ecology, influence on soil fertility and effects on plants growth*. Chapman & Hall. Londres. 437 páginas.
- D'Aguilar y Pacquetain, B. 1963. Dégâts de limaces sur Tournesol. *Phytoma*, 144: 27-28.
- Dainton, B. 1954a. The activity of slugs. I. The induction of activity by changing temperatures. *Journal of Experimental Biology*, 31: 165-187.
- Dainton, B. 1954b. The activity of slugs. II. The effect of light and air currents. *Journal of Experimental Biology*, 31: 188-197.
- Dale, M.R.T. 1999. *Spatial Pattern Analysis in Plant Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge. Reino Unido. 340 páginas.
- Dallinger, R., Berger, B., Triebkorn-Köhler, R. y Köhler, H. 2001. Soil biology and ecotoxicology. En: *The Biology of Terrestrial Molluscs*. Barker, G.M. (Ed). CABI-Publishing. Wallingford. Reino Unido. Págs. 489-525.
- Dedov, I., Stoyanov, I.L., Penev, L. Harvey, J.A., Ven der Putten, W.H. y Bezemer, T.M. 2006. Long-term effects of showing high or low diverse seed mixtures on plant and gastropod diversity. *Acta Oecologica*, 30: 173-181.
- De la Cruz, M. 2008. Métodos para analizar datos puntuales. En: *Introducción al Análisis Espacial de Datos en Ecología y Ciencias Ambientales: Métodos y Aplicaciones*. Maestre, F.T., Escudero, A. y Bonet, A. (Ed). Dykinson, S.L. Madrid: 76-127.
- De Uña, E. 2001. El clima. En: *Atlas de Galicia*. Sociedade para o Desenvolvemento Comarcal de Galicia, Xunta de Galicia: 137-155.
- De Winter, A.J. y Gittenberger, E. 1998. The terrestrial gastropod fauna of a square kilometer patch of rainforest in southwestern Cameroon: high species richness, low abundance and seasonal fluctuations. *Malacologia*, 40: 231-250.
- Dent, D. 1991. *Insect Pest Management*. CAB International. Wallingford. Reino Unido. 604 páginas.
- Dirzo, R. y Harper, J.L. 1982. Experimental studies on slug-plant interactions. IV. The performance of cyanogenic and acyanogenic morphs of *Trifolium repens* in the field. *Journal of Ecology*, 70: 119-138.
- El-Hamalawi, Z.A. y Mengue, J.A. 1996. The role of snails and ants in transmitting the avocado stem canker pathogen, *Phytophthora citricola*. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 121. Vol. 5: 973-977.
- Elliott, J.M. 1977. Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. *Freshwater Biological Station Association*, 25:1-142.



- Enright, J.T. 1970. Ecological aspects of endogenous rhythmicity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1: 221-238.
- EPA. 1998. Iron (ferric) phosphate. *Office of Pesticide Programs Factsheet*. United States Environmental Protection Agency.
- Ester, A. y Geelen, P.M.T.M. 1996. Integrated control of slugs in a sugar beet crop growing in a rye cover crop. En: *Slugs and Snails Pest In Agriculture*. Henderson, I.F. (Ed.). British Crop Protection Council Symposium Proceedings No. 66. Farnham. Reino Unido. Págs. 445-450.
- Ester, A. y Huiting, H. 2005. Influence of slug populations on green manure crops. *IOBC / WPRS Bulletin*, 28: 83-86.
- Ferguson, C.M., Barratt, B.I.P. y Jones, P.A. 1989. A new technique for estimating density on the field slug *Deroceras reticulatum* (Müller). En: *Slugs and Snails in World Agriculture*. Henderson, I.F. (Ed.). British Crop Protection Council. Thornton Heath. Reino Unido. Monograph No. 41: 331-336.
- Flitters, N.E. 1963. Observations on the effect of hurricane "Carla" on insect activity. *International Journal of Biometeorology*, 6: 85-90.
- Ford, D.J.G. 1986. *Rhythmic activity of the pulmonate slug Limax pseudoflavus* (Evans). Tesis Doctoral. University of Ulster, Irlanda del Norte.
- Fournier, F., Pelletier, D., Vigneault, C., Goyette, B. y Boivin, G. 2005. Effect of barometric pressure on flight initiation by *Trichogramma pretiosum* and *Trichogramma evanescens* (Hymenoptera: Trichogrammatidae). *Environmental Entomology*, 34: 1534-1540.
- Frahm, J., Johnen, A. y Volk, T. 1996. Development of the PRO_PLANT decision support system for plant protection in cereals, sugarbeet and rape. *EPPO Bulletin*, 26: 609-622.
- Frain, M.J. y Newel, P.F. 1983. Testing molluscicides against slugs: The importance of assessing the residual population. *Journal of Molluscan Studies*, 49: 164-173.
- Frank, T. 1998a. The role of different slug species in damage to oilseed rape bordering on sown wildflower strips. *Annals of Applied Biology*, 133: 483-493.
- Frank, T. 1998b. Slug damage and numbers of slugs in oilseed rape bordering on grass strips. *Journal of Molluscan Studies*, 64: 461-466.
- Frank, T. 2003. Influence of slug herbivory on the vegetation development in an experimental wildflower strip. *Basic and Applied Ecology*, 4:139-147.
- Friedli, J. y Frank, T. 1998. Reduced applications of metaldehyde pellets for reliable control of the slug pests *Arion lusitanicus* and *Deroceras reticulatum* in oilseed rape adjacent to sown wildflower strips. *Journal of Applied Ecology*, 35: 504-513.
- Fundación Biodiversidad (Ministerio de Medio Ambiente) y el Consejo Superior de Investigaciones Científicas - Real Jardín Botánico (Ministerio de Educación y Ciencia). 2006. Sistema de información sobre las plantas de España. Citado en: <http://www.programanthos.org> (15/06/2007).
- García, M. 1996. *Atlas clasificatorio de la flora de España Peninsular y Balear*. Vol. I. Mundi-Prensa. Madrid. 760 páginas.



- García, M. 1996. *Atlas clasificadorio de la flora de España Peninsular y Balear*. Vol.II. Mundi-Prensa. Madrid. 792 páginas
- Garthwaite, D.G. y Thomas, M.R. 1996. The usage of molluscicides in agriculture and horticulture in Great Britain over the last 30 years. En: *Slugs and Snails Pest In Agriculture*. Henderson, I.F. (Ed.). British Crop Protection Council Symposium Proceedings No. 66. Farnham. Reino Unido. Págs. 39-46.
- Gemmeke, H. 1997. Investigation on the threat to hedgehogs posed by poisoned slugs. *Meta News* 5. Basilea. Suiza. 7 páginas
- Getz, L. 1959. Notes on the ecology of slugs *Arion circumscriptus*, *Deroceras reticulatum* and *Deroceras leave*. *The American Midland Naturalist*, 61: 485-498.
- Getz, L. 1963. Light preferences of molluscs. *Ecology*, 44: 612-613.
- Glen, D.M. y Wiltshire, C.W. 1986. Estimating slug populations from bait-trap catches. *Proceedings 1986 British Crop Protection Conference – Pests and Diseases*, págs. 1151-1158.
- Glen, D.M. y Moens, R. 2002. Agriolimacidae, Arionidae and Milacidae as pests in West European cereals. En: *Molluscs as Crop Pests*. Barker, G.M. (Ed.). CABI Publishing. Wallingford. Reino Unido. Págs. 271- 300.
- Glen, D.M., Wiltshire, C.W. y Milsom, N.F. 1984. Slugs and straw disposal in winter wheat. *Proceedings 1984 British Crop Protection Conference – Pests and Diseases*, págs. 139-144.
- Glen, D.M., Wiltshire, C.W. y Milsom, N.F. 1988. Effects of straw on slug problems in cereals. *Environmental Aspects of Applied Biology*, Part 2. *Aspects of Applied Biology*, 17: 173-179.
- Glen, D.M., Milson, N.F. y Wiltshire C.W. 1989. Effects of seedbed conditions on slug numbers and damage to winter wheat in a clay soil. *Annals of Applied Biology*, 115: 177-190.
- Glen, D.M., Wiltshire, C.W. y Butler, R.C. 1991. Slug population changes following molluscicide treatment in relation to distance from edge of treated area. *Crop Protection*, 10: 408-412.
- Glen, D.M., Wilson, D.M., Brain, P. y Stroud, G. 2000. Feeding activity and survival of slugs, *Deroceras reticulatum*, exposed to the rhabditid nematode *Phasmarhabditis hermaphrodita*: a model of dose response. *Biological Control*, 17: 73-81.
- Glen, D.M., Spaul, A.M., Mowat, D.J., Green, D.B. y Jackson, A.W. 1993. Crop monitoring to assess the risk of slug damage to winter wheat in the UK. *Annals of applied Biology*, 122:161-172.
- Glen, D.M., Wilson, M.J., Hughes, L., Cargeeg, P. y Hajjar, A. 1996. Exploring and exploiting the potential of the Rhabditid nematode *Phasmarhabditis hermaphrodita* as a biocontrol agent for slugs. En: *Slugs and Snails Pest In Agriculture*. Henderson, I.F. (Ed.). British Crop Protection Council Symposium Proceedings No. 66. Farnham. Reino Unido. Págs. 271-280.



- Glen, D.M., Green, D., Oakley, J., Wiltshire, C.W., Bohan, D.A. y Port, G.R. 2003. Progress in improving the prediction and integrated control of slug damage in arable crops. En: *Slugs and Snails: Agricultural, Veterinary & Environmental Perspectives*. Dussart, G.B.J. (Ed.). British Crop Protection Council Symposium Proceedings No. 80. Hampshire. Reino Unido. Págs. 35-42.
- Glen, D.M., Kreye, H., Büchs, W., El Titi, A., Ulber, B. y Wörz, M. 2005a. Assessing the risk of slug damage to oilseed rape and the need for control measures. *IOBC / WPRS Bulletin*, 28: 75-78.
- Glen, D.M., Bamber G., Batchelor, C., Bohan D., Evans V., Fisher J., Godfrey M., Green D., Gussin E., Meredith R., Oakley J., Port G. y Wiltshire, C.W. 2005b. Integrated control of slug damage in winter wheat. *IOBC / WPRS Bulletin*, 28: 79-82.
- Godan, D. 1973. Les dégâts des Limacidés et des Arionidés et leur importance économique en République Fédérale d'Allemagne. *Halictis*, 3: 27-32.
- Godan, D. 1983. *Pest Slugs and Snails: Biology and Control*. Springer-Verlag. Berlín. 422 páginas.
- Godan, D. 1999. *Molluscs: Their Significance for Science, Medicine, Commerce and Culture*. Blackwell Wissenschafts-Verlag. Berlín. 203 páginas.
- Gotelli, N.J. y Colwell, R.K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4: 379-391.
- Grimm, B., Paill, W. y Kaiser, H. 2000. Daily activity of the pest slug *Arion lusitanicus* Mabille. *Journal of Molluscan Studies*, 66: 125- 130.
- Grunder, J.H. 2000. Biocontrol with zooparasitic nematodes: current situation and future possibilities. *Proceedings 13th International IFOAM Scientific Conference*. Basilea. Suiza. Págs. 115-116.
- Hamilton, P.A. y Wellington, W.G. 1981. The effects of food and density on the nocturnal behaviour of *Arion ater* and *Agriolimax colombianus* (Pulmonata: Stylommatophora). *Researches on Population Ecology*, 23: 310-317.
- Hammond, R.B. y Byers, R.A. 2002. Agriolimacidae and Arionidae as pests in conservation-tillage soybean and maize cropping in North America. En: *Molluscs as Crop Pests*. Barker, G.M. (Ed.), CABI Publishing, Wallingford. Reino Unido. Págs. 271-300.
- Haynes, S.L., Rushton, S.P. y Port, G.R. 1996. Population structure of *Deroceras reticulatum* in grassland. En: *Slugs and Snails Pest In Agriculture*. Henderson, I.F. (Ed.). British Crop Protection Council Symposium Proceedings No. 66. Farnham. Reino Unido. Págs. 365-369.
- Henderson, J.B.J. 1905. Sensitiveness of certain snails to weather conditions. *Nautilus*, 28: 109-110.
- Henderson, I. y Triebkorn R. 2002. Chemical Control of Terrestrial Gastropods. En: *Molluscs as Crop Pests*. Barker G.M. (Ed.). CABI Publishig. Wallingford. Reino Unido. Págs. 1-31.
- Hogan, J.M. 1985. *The behaviour of the Grey Field Slug Deroceras reticulatum (Müller), with Particular Reference to Control in Winter Wheat*. Tesis doctoral. University of Newcastle upon Tyne. Reino Unido.



- Högger, C. H. 1993. Mustard oil instead of formalin for the extraction of earthworms in the field. *Bulletin der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz*, 17: 5-8.
- Holland, K.D., McDonnell, M.J. y Williams N.S.G. 2007. Abundante, species richness and feeding preferences of introduced molluscs in native grasslands of Victoria, Australia. *Austral Ecology*, 32: 626-634.
- Hommay, G. 1994. Contribution à la biologie et à l'écologie des limaces (Mollusques Gastéropodes Pulmonés) de grandes cultures. Tesis doctoral. Universidad de Rennes. 318 páginas.
- Hommay, G. 1995. Les limace nuisibles aux cultures. *Revue Suisse d'Agriculture*, 27: 267-286.
- Hommay, G. 2002. Agriolimacidae, Arionidae and Milacidae as pests in west European sunflower and maize. En: *Molluscs as Crop Pests*. Barker, G.M. (Ed). CABI Publishing. Wallingford. Reino Unido. Págs. 245-254.
- Hommay, G. y Briard, P. 1988. Apport du piegage dans le suivi des pleuplements de limaces en grande culture. *Haliotis*, 18: 55-74.
- Hommay, G., Lorvelec, O. y Jacky, F. 1998. Daily activity rhythm and use of shelter in the slugs *Deroceras reticulatum* and *Arion distinctus* under laboratory conditions. *Annals of Applied Biology*, 132: 167-185.
- Hommay, G., Kienlen, J.C., Jacky, F. y Gertz, C. 2003. Daily variation in the number of slugs under refuge traps. *Annals of applied Biology*, 142: 333-339.
- Howlett, S., Port, G. y Craig A. 2005. Estimation of surface active slug populations using refuge traps. *IOBC / WPRS Bulletin*, 28: 53-57.
- Hulme, P.E. 1996. Herbivores and the performance of grassland plants: a comparison of arthropod, mollusc and rodent herbivory. *Journal of Ecology*, 84: 43-51.
- Hunter, P.J. 1966. The distribution and abundance of slugs on an arable plot in Northumberland. *Journal of Animal Ecology*, 35: 543-557.
- Hunter, P.J. 1968. Studies on slugs of arable ground. I. Sampling methods. *Malacologia*, 6: 369-377.
- Hunter, P.J. 1969. Slugs and their control. *Proceedings 5th British Insecticide and Fungicide Conference*: 715-719.
- Hunter, P.J. 1978. Slugs a study in applied ecology. En: *Pulmonates, Systematics, Evolution and Ecology*. Vol. 2a. V. Fretter and Peake (Ed). Academic Press. Londres. Págs. 271-286.
- Iglesias, J. y Castillejo, J. 1997. *Técnicas para a Cría do Caracol*. Servicio de Estudios e Publicacions da Consellería de Agricultura, Gandeiría e Montes. Xunta de Galicia. 116 páginas.
- Iglesias, J. y Speiser, B. 2001. Consumption rate and susceptibility to parasitic nematodes and chemical molluscicides of the pest slugs *Arion hortensis* s.s. and *A. distinctus*. *Journal of Pest Science*, 74: 159-166.
- Iglesias, J., Santos, M. y Castillejo, J. 1996. Annual activity cycles of the land snail *Helix aspersa* Müller in natural populations in North-Western Spain. *Journal of Molluscan Studies*, 62: 495-505.



- Iglesias, J., Castillejo, J. y Castro, R. 2001a. Mini-plot field experiments on slug control using biological and chemical control agents. *Annals of Applied Biology*, 139: 285-292.
- Iglesias, J., Castillejo, J. y Castro, R. 2001b. Field test using the nematode *Phasmarhabditis hermaphrodita* for biocontrol of slugs in Spain. *Biocontrol Science and Technology*, 11: 93-98.
- Iglesias, J., Castillejo, J. y Castro, R. 2003. The effects of repeated applications of the molluscicide metaldehyde and the biocontrol nematode *Phasmarhabditis hermaphrodita* on molluscs, earthworms, nematodes, acarids and collembolans: a two-year study in north-west Spain. *Pest Management Science*, 59: 1217-1224.
- Izco, J. 2001. La flora y la vegetación. En: *Atlas de Galicia*. Sociedade para o Desenvolvemento Comarcal de Galicia, Xunta de Galicia: 219-257.
- Jennings, T.J. y Barkham, J.P. 1975. Slugs populations in mixed deciduous woodland. *Oecología* (Berlín) 20: 279-286.
- Jennings, T.J. y Barkham, J.P. 1976. Quantitative study of feeding in woodland by the slug *Arion ater*. *Oikos*, 27: 168-173.
- Jennings, T.J. y Barkham, J.P. 1979. Litter decomposition by slugs in mixed deciduous woodland. *Holarctic Ecology*, 2: 21-29.
- Keymer, I.F., Gibson, E.A. y Reinolds, D.J. 1991. Zoonoses and other findings in hedgehogs (*Erinaceus europaeus*): a survey of mortality and review of the literatura. *Veterinary Record*, 128: 245-249.
- Kemp, N.J. y Newel, P.F. 1985. Laboratory observations on the effectiveness of methiocarb and metaldehyde baits against the slug *Deroceras reticulatum* (Müller). *Journal of Molluscan Studies*, 51, 228-230.
- Kemp, N.J. y Newell, P.F. 1987. Slug damage to the flag leaves of winter wheat. *Journal of Molluscan Studies*, 53: 109-111.
- Kesper, C. y Imhof, T. 1998. Anbauprobleme im Feldgemüsebau. *Der Gemüsebau / Le Maraîcher*, 5: 17-20.
- Korie, S., Perry, J.N., Mugglestone, M.A., Clark, S.J., Thomas, C.F.G. y Mohamad-Roff, M.N. 2000. Spatiotemporal associations in beetle and virus count data. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics*, 5 : 214-239.
- Krebs, C.J. 1999. *Ecological Methodology*, Second Edition. Addison Wesley Longman. California. 620 páginas.
- Kunin, W.E. 1998. Biodiversity at the edge: a test of the importance of spatial "mass effects" in the Rothamsted Park Grass experiments. *Proceedings of the Nacional Academy of Sciences USA*, 95:207-212.
- Kühlhorn, F. 1986. Diptera occurrence on carcasses of *Arion rufus* (Gastropoda) and its possible sanitary importance. *Angewadnte Parasitologie*, 27: 123-130.
- Lewis, R.D. 1969. Studies on the locomotor activity of the slug *Arion ater* (Linnaeus). I. Humidity, temperature and light reactions. *Malacologia*, 7: 295-306.



- Lorvelec, O. y Daguzan, J. 1990. Etude, en conditions climatiques naturelles, de la variation saisonnière de l'activité locomotrice chez l'escargot *Helix aspersa* Müller. *Régulation des cycles saisonniers chez les Invertébrés*. Les Colloques de l'INRA, n° 52. Ed. INRA. Paris.
- Loureiro, J.F. y Matía, G. 2001. El relieve. En: *Atlas de Galicia*. Sociedade para o Desenvolvemento Comarcal de Galicia, Xunta de Galicia: 81-135.
- Lutman, J. 1978. The role of slugs in *Agrostis-Festuca* grassland. En: *Ecological Studies: Analysis and Synthesis*. Vol. 27. *Production Ecology of British Moors and Montane Grassland*. Springer-Verlag. Nueva York.
- Macías, F. y Calvo de Anta, R. 2001. Los suelos. En: *Atlas de Galicia*. Sociedade para o Desenvolvemento Comarcal de Galicia, Xunta de Galicia: 173-218.
- Maestre, F.T. y Quero, J.L. 2008. Análisis espacial mediante índices de distancia (SADIE). En: *Introducción al Análisis Espacial de Datos en Ecología y Ciencias Ambientales: Métodos y Aplicaciones*. Maestre, F.T., Escudero, A. y Bonet, A. (Ed). Dykinson, S.L. Madrid: 130-182.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science. Oxford. Reino Unido. 256 páginas.
- Marquet, R. 1985. An intensive zoogeographical and ecological survey of the land mollusca of Belgium: Aims, Methods and Results (Mollusca: Gastropoda). *Annales de la Société Royale Zoologique de Belgique*, 2: 165-175.
- Martin, M.H. y Coughtrey, P.J. 1976. Comparisons between the levels of lead, zinc and cadmium within a contaminated environment. *Chemosphere*, 5: 15-20.
- Martin, M.H. y Coughtrey, P.J. 1982. *Biological Monitoring of Heavy Metal Pollution: Land and Air*. Applied Science Publishers. Londres. 475 páginas.
- Mason, C.F. 1974. Mollusca. En: *Biology of Plant Litter Decomposition*, Vol 2. Dickinson, C.H. y Pugh, C.J.F. (Eds.). Academic Press. Londres: 555-591.
- Mason, C.C. y Perreault, W. 1991. Collinearity, power and interpretation of multiple regression analysis. *Journal of Marketing Research*, 28: 268-280.
- McCoy, K.D. 1999. Sampling terrestrial gastropod communities: using estimates of species richness and diversity to compare two methods. *Malacologia*, 41: 271-281.
- McCullagh, P. 1980. Regression models for ordinal data. *Journal of the Royal Statistical Society B*, 42: 109-142.
- McCullagh, P. y Nelder, J.A. 1989. *Generalized Linear Models*. Monographs on Statistics and Applied Probability 37. Chapman & Hall. Londres. 511 páginas.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio rural y Marino. 2008. Catálogo Español de Especies Amenazadas. Citado en: www.mma.es/portal/secciones/biodiversidad/especies_amenazadas/ (20/01/2009).



- Moens, R., y Glen, D.M. 2002. Agriolimacidae, Arionidae and Milacidae as pests in West European oilseed rape. En: *Molluscs as crop pests*. Barker, G.M. (Ed.). CABI Publishing. Wallingford Reino Unido. Págs. 425-439.
- Montes del Olmo, C. y Ramírez-Díaz, L. 1977. *Descripción y Muestreo de Poblaciones y Comunidades Vegetales y Animales*. Universidad de Sevilla. 113 páginas.
- Moon, A.E. 1958. Animal weather forecasters. *Country Side Summer*: 258-260.
- Mordan, P.B. 1973. *Aspects of the ecology of terrestrial gastropods at Monks Wood NNR and other woodlands, with special reference to the Zonitidae*. Tesis doctoral. Universidad de Londres.
- Moreno, C.E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. Manuales y Tesis SEA (Sociedad Entomológica Aragonesa), vol.1. Zaragoza. 80 páginas.
- Morisita, M. 1962. Id-index, a measure of dispersión of individuals. *Researches in Population Ecology*, 4: 1-7.
- Munden, S.K. y Bailey, S.E.R. 1989. The effects of environmental factors on slug behaviour. En: *Slugs and Snails in World Agriculture*. Henderson, I.F. (Ed.). British Crop Protection Council Symposium Proceedings No. 41. Thornton Heath. Reino Unido. Monograph No. 41. Págs. 349-354.
- Nash, M.A., Thomson, L.J. y Hoffmann A.A. 2007. Slug control in Australian canola: monitoring, molluscicidal baits and economic thresholds. *Pest Management Science*, 63: 851-859.
- Nekola, J.C. y Smith, T.M. 1999. Terrestrial gastropod richness patterns in Wisconsin carbonate cliff communities. *Malacologia*, 41: 253-269.
- Newell, P.F. 1967. Molluscs: methods for estimating production and energy flow. En: *Methods of Study in soil Ecology*. Phillipson J. (Ed.). UNESCO. París: 285-291.
- Newell, P.F. 1968. The measurement of light and temperature as factors controlling the surface activity of the slug *Agriolimax reticulatus* (Müller). En: *Measurement of Environmental Factors in Terrestrial Ecology*, British Ecological Society Symposium No. 8. Wadsworth, R.M. (Ed.). Oxford. Reino Unido. Págs. 141-146.
- Oliveira Silva, M.T. 1992. Effects of mollusc grazing on the development of grassland species. *Journal of vegetation Science*, 3: 267-270.
- Ortega, M.M., Txurruka, J.M. y Aranbalza, U. 2005. A comparison of growth trends among separate populations of the slug *Arion ater* (L.) in Biscay (Northern Spain). *IOBC / WPRS Bulletin*, 28: 29-33.
- Pardell, H., Cobo, E. y Canela, J. 1986. *Manual de Bioestadística*. Masson. Barcelona. 263 páginas.
- Pavlíček, T., Mienis, H.K., Raz, S., Hassid, V., Rubenyan, A. y Nevo, E. 2008. Gastropod biodiversity at the "Evolution Canyon" microsite, lower Nahal Oren, Mount Carmel, Israel. *Biological Journal of the Linnean Society*, 93: 147-155.
- Peacock, L. y Norton, G.A. 1990. A critical analysis of organic vegetable crop protection in the U.K. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 31: 187-197.



- Pérez, T., Alberti, J., Calderón, E. y Vinaches, P. 1973. Ensayo aéreo del producto "Mesurol" contra caracoles. *Servicio de Defensa Contra Plagas e Inspección Fitopatológica, Alicante. Estación de Avisos Agrícolas*. 81-86.
- Perry, J.N. 1995. Spatial analysis by distance index. *Journal of Animal Ecology*, 64: 303-314.
- Perry, J.N. 1998a. Measures of spatial pattern for counts. *Ecology*, 79: 1008-1017.
- Perry, J.N. 1998b. Measures of spatial pattern and spatial association for insect counts. En: *Population and Community Ecology for Insect Management and Conservation*. Proceedings of the Ecology and Population Dynamics Section of the 20th International Congress of Entomology, Florence (Italy). J. Baumgartner, P. Brandmayr y B.F.J. Manly (Ed). 21-33.
- Perry, J.N. y Hewitt, M. 1991. A new index of aggregation for animal counts. *Biometrics*, 47: 1505-1517.
- Perry, J.N. y Dixon, P. 2002. A new method to measure spatial association for ecological count data. *Ecoscience*, 9: 133-141.
- Perry, J.N., Bell, E.D., Smith, R.H. y Woiwod, I.P. 1996. SADIE: software to measure and model spatial pattern. *Aspects of Applied Biology*, 46: 95-102.
- Perry, J.N., Winder, L. Holland, J.M. y Alston, R.D. 1999. Red-blue plots for detecting clusters in count data. *Ecology Letters*, 2: 106-113.
- Phillipson, J. 1983. Slug numbers, biomass and respiratory metabolism in a beech woodland: Wythan Woods, Oxford (England U.K.). *Oecologia (Berlin)*, 60: 38-45.
- Pinder, L.C.V. 1969. *The biology and behaviour of some slugs of economic importance*, *Agriolimax reticulatus*, *Arion hortensis*, y *Milax budapestensis*. Tesis doctoral. Universidad de Newcastle-Upon-Tyne.
- Plum, N. 2005. Terrestrial invertebrates in flooded grassland: a literature review. *Wetlands*, 25: 721-737.
- Pokryszko, B.M. y Cameron, R.A.D. 2005. Geographical variation in the composition and richness of forest snail faunas in northern Europe. *Records of the Western Australian Museum*, 68: 115-132.
- Port, C.M. y Port, G.R. 1986. The biology and behaviour of slugs in relation to crop damage and control. *Agricultural Zoology Reviews*, 1: 255-299.
- Port, G.R. y Ester, A. 2002. Gastropoda as pests in vegetable and ornamental crops in western Europe. En: *Molluscs as Crop Pests*. Barker, G.M. (Ed.). CABI Publishing. Wallingford. Reino Unido : 337-351.
- Port, G.R., Collier, R.H., Symondson, W.O.C., Bohan, D.A. y Glen, D.M. 2003. Progress in improving the prediction and integrated control of slug damage in horticultural crops. En: *Slugs & Snails: Agricultural, Veterinary & Environmental Perspectives*. Dussart, G.B.J. (Ed.). British Crop Protection Council Symposium Proceedings No. 80. Hampshire. Reino Unido. Págs. 301-306.
- Prezio, J.R., Lankester, M.W., Lautenschlager, R.A. y Bell, F.W. 1999. Effects of alternative conifer release treatments on terrestrial gastropods in regenerating spruce plantations. *Canadian Journal of Forest Research*, 29: 1141-1148.



- Prior, D.J. 1985. Water-regulatory behaviour in terrestrial gastropods. *Biological Research*, 60: 403-424.
- Rathcke, B. 1985. Slugs as generalist herbivores: tests of three hypotheses on plant choices. *Ecology*, 66: 828-836.
- Reichardt, A., Raboud, C., Burla, H. y Baur, B. 1985. Causes of death and possible regulatory processes in *Arianta arbustorum* (L., 1758) (Pulmonata, Helicidae). *Basteria*, 49: 37-46.
- Richter, K.O. 1979. Aspects of nutrient cycling by *Ariolimax columbianus* (Mollusca: Arionidae) in Pacific Northwest coniferous forest. *Pedobiologia*, 19: 69-74.
- Rivas-Martínez, S. 1987. *Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España*. ICONA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 268 páginas.
- Rivero, J.M. 1990. Investigación sobre otros efectos plaguicidas potenciales diferentes de varios herbicidas; especialmente bipiridilos y organo arsenicales. *Boletín de Sanidad Vegetal. Plagas*, 16: 605-611.
- Roberts, W.L., Campbell, T.J. y Rapp, G.R. 1990. *Encyclopedia of Minerals*. Van Nostrand Reinhold Company. Nueva York. 979 páginas.
- Rollo, C.D. 1982. The regulation of activity in populations of the terrestrial slug *Limax maximus* (Gastropoda: Limacidae). *Researches on Population Ecology*, 24: 1-32.
- Rollo, C.D. 1989. Experimental and analytical methodologies for studying molluscan activity. En: *Slugs and Snails in World Agriculture*. Henderson, I.F. (Ed.). British Crop Protection Council. Thornton Heath. Reino Unido. Monograph No. 41. Págs. 343- 348.
- Rollo, C. D. 1991. Endogenous and exogenous regulation of activity in *Deroceras reticulatum*, a weather- sensitive terrestrial slug. *Malacologia* 33: 199-220.
- Rollo, C.D. y Shibata, D.M. 1991. Resilience, robustness and plasticity in a terrestrial slug, with special reference to food quality. *Canadian Journal of Zoology*, 69: 978-987.
- Runham, N.W. y Hunter, P.J. 1970. *Terrestrial slugs*. Hutchinson. Londres. 184 páginas.
- Sakovich, N.J. 1996. An integrated pest management approach to the control of the brown garden snail (*Helix aspersa*) in California citrus orchards. En: *Slugs and Snails Pest In Agriculture*. Henderson, I.F. (Ed.). British Crop Protection Council Symposium Proceedings No. 66. Farnham. Reino Unido. Págs. 283-287.
- Sakovich, N.J. 2002. Integrated management of *Cantareus aspersus* (Müller) (Helicidae) as pest of *Citrus* in California. En: *Molluscs as Crop Pests*. G.M. Barker (Ed.). CABI Publishig. Wallingford. Reino Unido. Págs. 353-360.
- Sanderson, G. y Sirgel, W. 2002. Helicidae as Pests in Australian and South African Grapevines. En: *Molluscs as Crop Pests*. G.M. Barker (Ed.). CABI Publishig. Wallingford. Reino Unido. Págs 255-270.
- Schiltuizen, M. y Rutjes, H.A. 2001. Land snail diversity in a square kilometre of tropical rainforest in Sabah, Malaysian Borneo. *Journal of Molluscan Studies*, 67: 417-423



- Schley, D. y Bees, M.A. 2003. Delay dynamics of the slug *Deroceras reticulatum*, an agricultural pest. *Ecological Modelling*, 162: 177-198.
- Schneider, D. 1994. *Quantitative Ecology. Spatial and Temporal Scaling*. Academic Press. San Diego. 395 páginas.
- Seoane, V.L. 1866. *Reseña de la Historia Natural de Galicia*. Soto Freire. Lugo. 66 páginas.
- Severns, P.M. 2006. Seasonality, habitat preference and life history of some Willamette Valley wet prairie terrestrial molluscs in Western Oregon, USA. *The Veliger*, 48: 220-227.
- Shirley, M.D.F., Port, G.R. y Young, A.G. 1999. Weather in relation to long and short term modelling of slug damage. 1999. *Proceedings Crop Protection in Northern Britain*. Págs. 37-42.
- Shirley, M.D.F., Rushton, S.P., Young, A.G. y Port, G.R. 2001. Simulating the long-term dynamics of slug populations: a process-based modelling approach for pest control. *Journal of Applied Ecology* 38. 401-411.
- Shmida, A. y Wilson, M.V. 1985. Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography*, 12: 1-20.
- Smith-Gill, S.J. 1975. Cytophysiological basis of disruptive pigmentary patterns in the leopard frog *Rana pipiens*. II. Wild type and mutant cell specific patterns. *Journal of Morphology*, 146:35-34.
- Sokal, R.R. y Rohlf, F.J. 1981. *Biometry*. W.H. Freeman and Company. Nueva York. 859 páginas.
- South, A. 1964. Estimation of slug populations. *Annals of Applied Biology*, 53: 251-258.
- South, A. 1965. Biology and ecology of *Agriolimax reticulatus* (Müll) and other slugs: spatial distribution. *Journal of Animal Ecology*, 34: 403-417.
- South, A. 1989a. A comparison of the life cycles of the slugs *Deroceras reticulatum* (Müller) and *Arion intermedius* (Normand) on permanent pasture. *Journal of Molluscan Studies*, 55: 9-22.
- South, A. 1989b. The effect of weather and other factors on number of slugs on permanent pasture. En: *Slugs and Snails in World Agriculture*. Henderson, I.F. (Ed.). British Crop Protection Council. Thornton Heath. Reino Unido. Monograph No. 41. Págs. 355-360.
- South, A. 1992. *Terrestrial Slugs. Biology, Ecology and Control*. Chapman & Hall. Londres. 428 páginas.
- Southwood, T. 1978. *Ecological Methods With Particular Reference to the Study of Insects Populations*, 2ª edición. Chapman and Hall. Londres. 524 páginas.
- Speiser, B. 2001. Food and Feeding Behaviour. En: *The Biology of Terrestrial Molluscs*. G. M. Barker (Ed). CABI Publishing. Wallingford. Reino Unido. Págs. 259-287.
- Speiser, B. 2002. Molluscicides. En: *Encyclopedia of Pest Management*. D. Pimentel (Ed.). Marcel Dekker, Inc. Nueva York: 506-508.
- Speiser, B. y Adermatt, M. 1996. Field trials with *Phasmarhabditis hermaphrodita* in Switzerland. En: *Slugs and Snails Pest In Agriculture*. Henderson, I.F. (Ed.). British Crop Protection Council Symposium Proceedings No. 66. Farnham. Reino Unido. Págs. 419-424.



- Speiser, B. y Kistler, C. 2002. Field tests with a molluscicide containing iron phosphate. *Crop Protection*, 21: 389-394
- Speiser, B., Zaller, J.G. y Neudecker, A. 2001. Size-specific susceptibility of the pest slug *Deroceras reticulatum* and *Arion lusitanicus* to the nematode biocontrol agent *Phasmarhabditis hermaphrodita*. *Biocontrol*, 46: 311-320.
- Sproston, E.L., Macrae, M., Ogden, I.D., Wilson, M.J. y Strachan, N.J.C. 2006. Slugs: potential novel vectors of *Escherichia coli* O157. *Applied and Environmental Microbiology*, 72: 144-149.
- Stanisic, J., Cameron, R.A.D., Pokryszko, B.M. y Nekola, J.C. 2007. Forest snail faunas from S.E. Queensland and N.E. New South Wales (Australia): patterns of local and regional richness and differentiation. *Malacologia*, 49: 445-462.
- Stern, V.M., Smith, R.F., van des Bosch y Hagen, K.S. 1959. The integrated control concept. *Hilgardia*, 29: 81-101.
- Sternberg, M. 2000. Terrestrial gastropods and experimental climate change: a field study in calcareous grassland. *Ecological Research*, 15: 73-81.
- Tarrant, K.R. y Westlake, D. 1988. Laboratory evaluation of the hazard to woodmice *Apodemus sylvaticus* from the agricultural use of methiocarb molluscicide pellets. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 40: 147-152.
- Taylor, L.R. 1961. Agregation, variante and the mean. *Nature*, 189: 732-735.
- Taylor, L.R. y Taylor, R.A.J. 1977. Aggregation, migration and population mechanics. *Nature*, 265: 415-421.
- Tellería, J.L. 1986. *Manual para el censo de vertebrados terrestres*. Raíces. Madrid. 278 páginas.
- Theenhaus, A. y Scheu, S. 1996. The influence of slug (*Arion rufus*) mucus and cast material addition on microbial biomass, respiration, and nutrient cycling in beech leaf litter. *Biology and Fertility of Soils*, 23: 80-85.
- UN. 1993. *United Nations-Treaty Series*, 1760 (30619): 226-253
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN). 2008. Lista roja de las especies amenazadas. Citada en: www.iucnredlist.org (27/01/2009).
- Voss, M.C., Hoppe, H.H. y Ulber, B. 1998. Estimation of slug activity and slug abundance. *Journal of Plant Diseases and Protection*, 105: 314-321.
- Wareing, D.R. y Bailey, S.E.R. 1985. The effects of steady and cycling temperature on the activity of the slug *Deroceras reticulatum*. *Journal of Molluscan Studies*, 51: 257-266.
- Wareing, D.R. y Bailey, S.E.R. 1989. Factors affecting slug damage and its control in potato crops. En: *Slugs and Snails in World Agriculture*. Henderson, I.F. (Ed). British Crop Protection Council. Thornton Heath. Reino Unido. Monograph No. 41. Págs. 113-120.
- Warley, A.P. 1970. *Some aspects of the biology, ecology and control of slugs in S.E. Scotland with particular reference to the potato crop*. Tesis doctoral, Universidad de Edimburgo.
- Webley, D. 1964. Slug activity in relation to the weather. *Annals of Applied Biology*, 53: 497-414.



- Wedgwood, M.A. y Bailey, S.E.R. 1986. The analysis of single meals in slug feeding on molluscicidal baits. *Journal of Molluscan Studies*, 52: 259-260.
- Wellington, W.G. 1946. The effects of variations in atmospheric pressure upon insects. *Canadian Journal Research*, 24: 51-770.
- Whittaker, R.H., Levin, S.A. y Root R.B. 1973. Niche, habitat, and ecotope. *American Naturalist*, 107: 321-338.
- Willis, J.C., Bohan, D.A., Choi, Y. y Semenov, M. 2003. Comparison of slug population dynamics at five sites in the UK. En: *Slugs & Snails: Agricultural, Veterinary & Environmental Perspectives*. Dussart, G.B.J. (Ed.). British Crop Protection Council Symposium Proceedings No. 80. Hampshire. Reino Unido. Págs. 171-176.
- Willis, J.C., Bohan, D.A., Choi, Y.H., Conrad, K.F. y Semenov, M.A. 2006. Use of an individual-based model to forecast the effect of climate change on the dynamics, abundance and geographical range of the pest slug *Deroceras reticulatum* in the UK. *Global Change Biology*, 12: 1643-1657.
- Willis, J.C., Bohan, D.A., Choi, Y.H., Semenov, M.A., Park, J., Brown, V.K. y Gussin, E. 2005. On the importance of temperature and moisture to the egg laying activity of a pest slug, *Deroceras reticulatum* (Müller). IOBC / WPRS Bulletin, 28: 35-39.
- Wilson, M.J., Glen, D.M. y George, S.K. 1993. The rhabditid nematode *Phasmarhabditis hermaphrodita* as a potential biological control agent for slugs. *Biocontrol Science and Technology*, 3: 503-511.
- Wilson, M.J., Hughes, L.A. y Glen, D.M. 1995. Developing strategies for the nematode, *Phasmarhabditis hermaphrodita*, as a biological control agent for slugs in integrates crop management systems. En *Integrated Crop Protection: Towards sustainability*. McKinlay, R.G. y Atkinson, D. (Eds.). British Crop Protection Council Symposium Proceedings No. 63. Thornton Heath: 33-40.
- Wilson, M.J., Glen, D.M., George, S.K. y Hughes, L.A. 1995. Biocontrol of slugs in protected lettuce using the rhabditid nematode *Phasmarhabditis hermaphrodita*. *Biocontrol Science and Technology*, 5: 233-242.
- Wilson, M.J., Glen, D.M., Hughes, L.A., Pearce, J.D. y Rodgers, P.B. 1994a. Laboratory Tests of the Potential of Entomopathogenic Nematodes for the control of Field Slugs (*Deroceras reticulatum*). *Journal of Invertebrate Pathology*, 64, 182-187.
- Wilson, M.J., Glen, D.M., George, S.K., Pearce, J.D. y Wiltshire, C.W. 1994b. Biological control of slugs in winter wheat using the rhabditid nematode *Phasmarhabditis hermaphrodita*. *Annals of Applied Biology*, 125: 377-390.
- Wilson, M.J., Glen, D.M., Wiltshire, C.W. y George, S.K. 1994c. Mini-plot field experiments using the rhabditid nematode *Phasmarhabditis hermaphrodita* for biocontrol of slugs. *Biocontrol Science and Technology*, 4: 103-113.
- Wiltshire, C.W. y Glen, D.M. 1989. Effects of molluscicides on slugs and soil arthropods in winter wheat crops. En: *Slugs and Snails in World Agriculture*. Henderson, I.F. (Ed.). British Crop Protection Council. Thornton Heath. Reino Unido. Monograph No. 41. Págs. 399-406.



- Wolda, H. 1981. Similarity indices, sample size and diversity. *Oecologia*, 50: 296-302.
- Wolda, H. y Kreulen, D.A. 1973. Ecology of some experimental populations of the land snail *Cepaea nemoralis* L. 2. Production and survival of eggs and juveniles. *Netherlands Journal of Zoology*, 23: 168-188.
- Young, A.G. 1990. Assessment of slug activity using bran-baited traps. *Crop Protection*, 9: 355-358.
- Young, A.G. y Port, G.R. 1989. The effect of microclimate on slug activity in the field. En: *Slugs and Snails in World Agriculture*. Henderson, I.F. (Ed.). British Crop Protection Council. Thornton Heath. Reino Unido. Monograph No. 41. Págs. 263-269.
- Young, A.G. y Port, G.R. 1991. The influence of soil moisture content on the activity of *Deroceras reticulatum* (Müller). *Journal of Molluscan Studies*, 57: 138-140.
- Young, A.G., Port, G.R. y Green, D.B. 1993. Development of a forecast of slug activity: validation of models to predict slug activity from meteorological conditions. *Crop Protection*, 12: 232-233.
- Young, A.G., Port, G.R., Emmet, B.J. y Green, D.I. 1991. Development of a forecast of slug activity: models to relate slug activity to meteorological conditions. *Crop Protection*, 10: 413-415.
- Young, A.G., Port, G.R., Craig, A.D, James, D.A. y Green, T. 1996. The use of refuge traps in assessing risk of damage: a comparison of trap material and bait. En: *Slug & Snail Pests in Agriculture*. Henderson, I.F. (Ed.). British Crop Protection Council. Symposium Proceedings No. 66 Farnham. Reino Unido. Págs. 133-140.